

# Svensk Botanisk Tidskrift

104(SI): SI–S88

ISSN 0039-646X, Uppsala 2010

## INNEHÅLL

### SI Götmark, F: **Skötsel av skogar med höga naturvärden – en kunskapsöversikt**

(Management alternatives for temperate forests with high conservation values in south Sweden)

**S**verige avsätts alltmer skyddad skog och allt större arealer omfattas av Gröna skogsbruksplaner med naturvårdsmål. Men hur bör vi egentligen sköta skogar med höga naturvärden?

- Vilka värderingsgrunder finns för skötseln?
- Vilka ekologiska processer är viktiga i naturvårdsskogar?
- I vilken utsträckning behöver skogarna aktiv skötsel för att bevara skogliga värden?
- Är fri utveckling, som också är en skötselform, motiverad?
- Hur mycket ska historisk kunskap styra skötseln, för till exempel traditionell hävd?
- Kan man sköta naturvårdsskogarna för enstaka hotade arter eller är generella skötselkoncept att föredra?

Detta är viktiga men svåra frågor, eftersom forskningen inom området ännu är ganska utvecklad och skötselinsatsernas effekter ofta är okända. I denna översikt sammanfattar och diskuterar Frank Götmark kunskapsläget och den forskning som gjorts, främst i skogar i södra Sverige.

Skötsel genom fri utveckling och traditionell hävd jämförs med naturvårdsgallring som testats under tio år i tjugofem skogar. En analys av den sydsvenska skogens förändring och struktur genom Riksskogstaxeringen presenteras. Vidare ges generella skötselrekommendationer och forskningsbehov identifieras.

#### **Framsidan:**

*Uppe till vänster:* Luckdynamik och glädje i Norra Kivills nationalpark i Kalmar län. På bilden ses Kaitlin Muir Schott, besökande student från USA.

*Uppe till höger:* Naturvårdsgallring i naturreservatet Rya åsar, Borås – se vidare bild 8 på sid. 48.

*Nedre bild:* Mosaikmarker i Östra Vätterbranterna, med skog och hävdade marker – se även bild 7 på sid. 39.

Foto: Frank Götmark & Jönköpings kommun.



Frank Götmark

Skötsel av skogar med höga naturvärden

**Svensk Botanisk  
Tidskrift**

Volym 104 • Häfte S1 • 2010



## Svenska Botaniska Föreningen

Kansli Svenska Botaniska Föreningen,  
c/o Evolution och utvecklingsbiologi, Uppsala  
universitet, Norbyvägen 18 A, 752 36 Uppsala.

**Intendent** Barbro Beck-Friis  
Telefon: 018-471 28 91, 070-645 8118  
Fax: 018-471 64 25  
E-post: barbro.beck-friis@sbf.c.se

**Webbplats** www.sbf.c.se

**Medlemskap 2010** (inkl. tidskriften) 295 kr inom  
Sverige (under 25 år 100 kr), 435 kr inom Norden  
och övriga Europa, och 535 kr i resten av världen.  
Familjmedlemskap utan tidskrift 50 kr.

### Styrelse

**Ordförande** Margareta Edqvist  
Syrengatan 19, 571 39 Nässjö  
Tel: 0380-106 29  
E-post: margareta.edqvist@telia.com

**Vice ordförande** Göran Mattiasson  
Torkel Höges gränd 15, 224 75 Lund  
Tel: 046-12 99 35  
E-post: goran.mattiasson@telia.com

**Sekreterare** Gunnar Björndahl  
Rudsvägen 3 D, 654 55 Karlstad  
Tel: 054-15 72 27

**Kassör** Lars-Åke Pettersson  
Irisdalsgatan 26, 621 42 Visby  
Tel: 0498-21 83 87

**Övriga ledamöter**  
Leif Andersson, Töreboda  
Ulla-Britt Andersson,  
Färjestaden  
Evastina Blomgren,  
Kungshamn  
Stefan Grundström, Härnösand  
Anders Jacobson, Vellinge  
Olof Janson, Göteborg  
Per Milberg, Rimforsa  
Kjell-Arne Olsson, Åhus

## Svensk Botanisk Tidskrift

**Svensk Botanisk Tidskrift** publicerar original-  
arbeten och översiktsartiklar om botanik på  
svenska. I första hand trycks kortare artiklar  
av nationellt och nordiskt intresse. Tidskriften  
utkommer fem gånger om året och omfattar  
totalt cirka 350 sidor.

**Ägare** Svenska Botaniska Föreningen.  
© Svensk Botanisk Tidskrift respektive artikel-  
författare och fotograf har upphovsrätterna.  
Publicerade fotografier kan komma att åter-  
användas i tidskriften eller på webbplatsen.

**Ansvarig utgivare** Ordföranden i Svenska  
Botaniska Föreningen, Margareta Edqvist, se  
Svenska Botaniska Föreningen.

**Redaktör** Bengt Carlsson, c/o Evolution och  
utvecklingsbiologi, Uppsala universitet, Norby-  
vägen 18 A, 752 36 Uppsala. Tel: 018-471 28 72,  
070-958 10 90. Fax: 018-471 64 25.  
E-post: bengt.carlsson@sbf.c.se

**Instruktioner till författare** finns på fören-  
ingens webbplats och på bakpärmens insida i  
första numret av varje årgång. Kan även fås från  
redaktören.

**Priser** Prenumeration på tidskriften ingår för  
privatpersoner i medlemsavgiften. Prenumera-  
tionspris för institutioner och företag är det-  
samma som medlemsavgiften för privatpersoner.  
Se vidare under medlemskap. Enstaka häften 50  
kr, häften äldre än 2 år 10 kr. Vid köp av fler än  
25 häften är priset 25 kr styck. Generalregister  
för 1987–2006: 100 kr. Äldre register: 30 kr  
styck. Porto tillkommer.

**Beställningar** av prenumerationer och tid-  
skrifter görs från föreningskansliet.

SVENSKA PlusGiro 48 79 11-0.  
BOTANISKA Tryck och distribution  
FÖRENINGEN Grafiska Punkten, Växjö.  
MILJÖMÄRKT Trycksak 341 362



## Föreningar anslutna till Svenska Botaniska Föreningen

*Adress samt en kontaktperson  
för varje förening.*

**Föreningen Blekinges flora**  
Bengt Nilsson, Trestenavägen  
5 A, 294 35 Sölvesborg.  
Tel: 0456-127 48.

**Hallands Botaniska Förening**  
Bruno Toftgård, Prosten Bergs  
väg 7, 303 41 Halmstad. Tel:  
035-362 04. E-post: bruno.  
toftgard@spray.se

**Föreningen Smålands flora**  
Tomas Burén, Adelgatan 11 C,  
393 50 Kalmar. Tel: 0480-  
251 89. E-post: tomas.buren@  
netatonce.net

**Vetlanda botaniska sällskap**  
Tommy Merkert, Norhagen  
Lemnhult 2, 570 10 Korsberga.  
Tel: 0383-840 69. E-post:  
tommy.merkert@gmail.com

**Botaniska sällskapet i  
Jönköping**  
Martin Sjödahl, Ladugårdsg.  
3, 553 38 Jönköping.  
Tel: 036-30 77 38.  
E-post: lottamartin@telia.com

**Ölands Botaniska Förening**  
Ulla-Britt Andersson,  
Kummelvägen 12, 386 92  
Färjestaden. Tel: 0485-332 24.  
Hemsida: www.botanist.se

**Gotlands Botaniska Förening**  
Jörgen Petersson, Humle-  
gårdsvägen 18, 621 46 Visby. Tel:  
0498-21 45 59. Hemsida: www.  
gotlandsflora.se

**Östergötlands natural-  
historiska förenings  
botanikgrupp**  
Bo Antberg, Hoffstedtsgatan 12,  
586 63 Linköping.  
Tel: 013-29 88 45.

**Västergötlands botaniska  
förening**  
Anders Bohlin, Halltorpsgatan  
14, 461 41 Trollhättan. Tel:  
0520-350 40. E-post: anders.  
bohlin@telia.com

**Botaniska Föreningen i  
Göteborg**  
Erik Ljungstrand, c/o Botaniska  
inst., Box 461, 405 30 Göteborg.  
E-post: botaniska.foreningen@  
bfig.se

**Föreningen Bohusläns flora**  
Evastina Blomgren, Dalgatan  
7-9, 456 32 Kungshamn. Tel:  
0523-320 22. E-post: evastina.  
blomgren@gmail.com

**Uddevalle botaniska förening**  
Göran Johansson, Röane 119,  
451 94 Uddevalle.  
Tel: 0522-870 43.

**Dalslands botaniska förening**  
Torsten Örtenblad, Eriksbyn,  
Pl 6686, 464 94 Mellerud.  
Tel: 0530-301 45.

**Örebro läns botaniska  
sällskap**  
Per Erik Persson, Gamla Viken  
217, 713 92 Gyttertorp. Tel: 0587-  
704 06. E-post:  
pererikpersson@spray.se

**Värmlands Botaniska Förening**  
Owe Nilsson, Utterbäcksvägen  
10, 691 52 Karlskoga. Tel:  
0586-72 84 78. E-post: owe.  
kga@telia.com

**Botaniska Föreningen i  
Västmanlands län**  
Christina Flint Celsing,  
Bågevägen 12, 722 18 Västerås  
Tel: 021-12 10 06. Hemsida:  
www.sbf.c.se/bfv

**Botaniska sällskapet i Stockholm**  
Ida Trift, Nybrog. 66 A, 114 41  
Stockholm. Tel: 08-667 66 85.  
E-post: ida@trift.se

**Upplands Botaniska Förening**  
Alexandra Holmgren, Kungs-  
ängsg. 53 A, 753 18 Uppsala.  
Tel: 018-15 77 12. E-post:  
upplands.botaniska.forening@  
gmail.com

**Dalarnas botaniska sällskap**  
Staffan Jansson, S. Kyrkog. 4,  
783 30 Säter. Tel: 0225-534 56.  
E-post: staffan.jansson@snf.se

**Gävleborgs Botaniska Sällskap**  
Barbro Risberg, Hagmarksg. 44,  
813 33 Hofors. E-post:  
barbro.risberg@edu.hofors.se

**Medelpads Botaniska Förening**  
Olof Svensson, Kaprifolvägen  
8, 860 35 Söråker. Tel:  
060-57 94 44. E-post:  
olof.l.svensson@telia.com

**Jämtlands Botaniska Sällskap**  
Bengt Petterson, Trollsåsen  
2920, 830 44 Näliden.  
Tel: 0640-208 45. E-post:  
varglav@telia.com

**Västerbottens läns Botaniska  
Förening**  
Åsa Granberg, Hjaltevägen 26,  
907 51 Umeå. Tel: 070-  
239 33 58. E-post: asa.  
granberg@gmail.com

**Föreningen Pite lappmarks flora**  
Charlotte Nordgren,  
Plåtslagaregatan 21, 930 90  
Arjeplog. Tel: 0961-104 70.  
E-post: thure.jo@telia.com

**Föreningen Norrbottens flora**  
Kerstin Haraldson,  
Fågelsångsvägen 21, 952 35  
Kalix. Tel: 070-264 46 46.  
E-post: kerstin.hson@tele2.se

# Skötsel av skogar med höga naturvärden – en kunskapsöversikt

Fri utveckling, traditionell hävd och naturvårdsgallring  
– tre skötselalternativ för sydsvenska skogar

**Frank Götmark**

## Innehållsförteckning

Kort sammanfattning .....	3	Naturvårdsgallring och naturvårdsröjning: övergripande förslag till metoder .....	47
<b>1. Inledning</b> .....	4	(1) Krontäckning .....	49
Bakgrund och syfte .....	4	(2) Sammansättningen av buskar och träd .....	49
”Den svenska modellen” .....	9	Ungskog .....	49
<b>2. Värderingar, teorier och forskning</b> .....	9	Medelhög skog .....	51
Bakgrund om värderingar och syfte .....	9	Högskog .....	52
Teorier, idéer och synsätt för skötsel av skogar som är värdefulla för biologisk mångfald .....	11	(3) Markförhållanden .....	54
Succession .....	11	(4) Grundyta (eller volym) .....	56
Naturliga och kulturella störnings- regimer .....	13	(5) Död ved .....	56
Landskap: det stora värdet av stora områden och det stora värdet av många små områden .....	18	Naturvårdsgallring på längre sikt: vad skapas? .....	59
Tempererad och boreal zon: skillnader och likheter .....	19	Sammanfattning .....	59
Forskning och lagar .....	20	<b>5. Lövrik skog i södra Sverige: vad avslöjar Riksskogstaxeringen?</b> .....	60
Sammanfattning .....	21	Data och definitioner .....	60
<b>3. Skötsel av skogar med höga naturvärden i praktiken</b> .....	22	Förändringar mellan 1993–1997 och 2003–2007: mera lövträd, mätt i volym .....	61
Bakgrund .....	22	Skyddad volym 2003–2007 .....	61
Tidigare förslag till skötsel och naturvårds- förvaltning .....	22	Arealer av lövrika skogar .....	62
Skötselalternativ i olika skogstyper .....	23	Den lövrika skogens höjd/ålder .....	64
Fri utveckling och hävd över olika tidsrymder .....	26	Krontäckning i de lövrika skogarna .....	64
Plus och minus för skötselalternativen, situationen idag, samt ett förslag .....	33	Grundyta och volym .....	65
Storområden för skoglig naturvård .....	36	Skogen i södra Sverige och problem med ”granifiering” .....	66
Sammanfattning .....	41	Sammanfattning .....	69
<b>4. Naturvårdsgallring – en ny form av kompletterande naturvårdsskötsel</b> .....	42	<b>6. Diskussion och slutsatser</b> .....	70
Bakgrund .....	42	Fri utveckling och alternativen .....	70
Naturvårdsgallring: tillämpning och resul- tat för ekrik skog i södra Sverige .....	42	Naturvårdsgallring och traditionell hävd .....	73
		Slutsatser och rekommendationer .....	77
		Sammanfattning .....	78
		Tack .....	80
		Citerad litteratur .....	81
		English summary .....	88

Detta häfte ges ut som ett supplement till Svensk Botanisk Tidskrift. Produktion och distribution har bekostats av författaren.



**Bild 1.** En högskog med ek, björk och andra lövträd som uppkommit på tidigare i huvudsak öppen, hävdad mark. Viss självgallring med produktion av död ved förekommer. Både känslorna för och åsikterna om skötseln av sådan skog för naturvård varierar. Är fri utveckling, traditionell hävd eller kanske naturvårdsgallring lämplig här? Läs mera i denna rapport. Foto: Frank Götmark, våren 2009 vid Hålsjön i Härryda kommun.

### **Kort sammanfattning** (se även sid. 78)

Naturvårdsskötseln av skogar med höga naturvärden i södra Sverige debatteras ofta, men en kunskapsöversikt har saknats. Jag redovisar och diskuterar här de tre skötselalternativen fri utveckling (minimala åtgärder), traditionell hävd (främst bete, hamling och slätter) och naturvårdsgallring (öppnar upp, styr bestånd och möjliggör virkesuttag, många och äldre träd lämnas). Alternativen har en grund i både ekologisk och kulturell-estetisk naturvård, och medföljande värderingar.

Ekologisk skoglig naturvård har de senaste 15–20 åren fokuserat mycket på naturliga störningar, till exempel storm och brand som kan skapa värdefulla miljöer. Detta har delvis lett till att tidsperspektivet förbisetts – framför allt succession, en riktad vegetationsförändring som kan skapa gamla naturskogar. I det europeiska låglandet finns mycket få områden med fri utveckling under mer än 300 år, alltså utan skogsbruk/avverkning.

Fri utveckling är en värdefull skötselform för de flesta löv- och barrskogar i södra Sverige och jag föreslår att minst 50 % av arealen av skogarna med höga naturvärden avsätts för fri utveckling. Ekblandskogar bör också avsättas för fri utveckling, men förslagsvis inte mer än 30 % av arealen.

Gamla vidkroniga lövträd bör gynnas, vilket kan ske genom traditionell hävd och naturvårdsgallring. Dessa alternativ är viktiga komplement, som bidrar till att skapa biotopvariation i naturvårdsskogarna på både bestånds- och landskapsnivå.

Naturvårdsgallring testas sedan år 2000 i 25 ek-rika igenväxta blandskogar, spridda över fem län. Metoden gynnade på kort sikt ekföryngring och biologisk mångfald inom de flesta undersökta organismgrupper. Naturvårdsröjning och naturvårdsgallring kan utnyttjas för bestånd med över 75 % krontäckning. Enligt Riksskogstaxeringen fanns det 2005 cirka 500 000 hektar lövrik skog med över 75 % krontäckning.

Alla lövträdsdrag har ökat sedan några årtionden, vilket ger möjligheter för skoglig naturvård enligt de tre skötselalternativen. ”Granifiering” av lövskogar var ett mindre problem än förväntat.

Endast cirka 6 % (ädellövskog) och 1,4 % (övrig lövrik skog) av de lövrika skogarna var formellt skyddade i södra Sverige år 2005.

Privata skogsägare, bolag, stift och kommuner kan bidra till skoglig naturvård genom de skötselalternativ som presenteras. Om flera alternativ, till exempel fri utveckling och traditionell hävd, tillämpas i samma skogstyp underlättas utvärderingen av dem på sikt.

## 1. Inledning

### Bakgrund och syfte

I Sverige pågår sedan 1999 arbetet med miljömålet "Levande skogar", där en viktig del är avsättning av skogar för naturvård (Miljödepartementet 2008, [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu)). De avsätts dels "frivilligt" av markägarna, dels "formellt" (se Box 1, sid. 6) genom lagstiftning/avtal. Detta är en omfattande och utdragen process, där skydd snarare än skötsel av områdena är i fokus. Arbetet omfattar även naturvårdshänsyn (åtgärder och uppföljning i produktionsskogar). För framtiden, i takt med att allt fler områden hamnar under olika former av skydd, behövs mer kunskap om alternativa skötselformer för skyddade skogar.

Detta behov uppmärksammades av Skogsstyrelsen (2008a) i utvärderingen av Levande skogar, med följande förslag: "Under perioden 2011–2020 ska den skogsmark som behöver skötsel inom formellt skyddade områden och frivilligt bevarade områden ges erforderlig skötsel". Både Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket utarbetar nu en policy och generell instruktion för skötseln av skogar med höga naturvärden (Skogsstyrelsen 2010, Naturvårdsverket 2010).

Behovet av en bred kunskapsöversikt för skötsel av skogar med höga naturvärden är en utgångspunkt för denna rapport. Mitt fokus är biologisk mångfald och ekologi, men även naturvårdares värderingar, friluftsliv och naturupplevelser behandlas.

En annan utgångspunkt för kunskapsöversikten är möjligheterna att kombinera naturvård med försiktiga uttag av biobränsle och annat virke ur igenväxta skogar, som skulle kunna gynnas av kronöppning. Under senare årtionden har virkesförrådet ökat, särskilt i södra Sverige (Skogsdata 2005) som i denna rapport omfattar ungefär området söder om den biologiska norrlandsgränsen (se figur 1). Mellan cirka 1995 och 2005 ökade volymen av barrträd i detta område med 3,3 % och volymen av lövträd med 27,7 % (se avsnitt 5). Då arealen av produktiv skogsmark snarast minskat i södra Sverige ([www-riksskogstaxeringen.slu.se](http://www-riksskogstaxeringen.slu.se)) innebär detta att träd växt upp, ökat i volym och att skogarna tätat. Arealen lövskog med krontäckning på mellan 0,8 och högsta

värdet 1,0 ökade från cirka 550 000 till 975 000 hektar mellan 1953 och 2000 (de Jong 2002).

Igenväxning av skog och tidigare delvis öppen mark ses ofta som ett problem inom naturvården (t.ex. Vera 2000, Nilsson m.fl. 2001, Niklasson & Nilsson 2005, Dahlström 2006, sid. 242, Emanuelsson 2009) eftersom slutna bestånd av den karaktär som utvecklats på många håll ger skuggiga miljöer som missgynnar delar av den biologiska mångfalden. Det gäller bland annat örter/gräs, vissa insekter och stora träd (t.ex. ekar) som kan dö i konkurrensen med andra uppväxande träd. Hur stora dessa problem är i naturvårdsskogarna i södra Sverige har inte utretts i detalj.

De lövträd som växer upp på marginella marker och i blandbestånd har ofta lägre virkeskvalitet än träd i planterade, röjda och gallrade produktionsskogar. Träden kan vara krokiga, skadade, rötade, för små eller för stora för konventionellt skogsbruk. Tre aspekter gör lövträd på sådana marker intressanta för biobränsleuttag: (1) lövträd är generellt mer energirika än barrträd, (2) kvalitetsproblemen påverkar inte bränslevärdet men gör uttag för massaved och sågtimmer mindre intressant och (3) uttagen är potentiellt positiva för naturvården – om de sker på ett klokt sätt utifrån naturvårdsbiologisk kunskap. Förslag till uttag anpassade till biologisk mångfald redovisas i avsnitt 4.

Min rapport är främst inriktad på det ädel-lövriska södra Sverige och tempererad skog (Box 1, figur 1). Detta område är mer komplext än mellersta och norra Sverige av följande skäl: (1) Traditionell hävd (Box 1) har varit och är omfattande; idag finns nästan alla svenska naturbetesmarker här. (2) Området är rikt på lövträdsarter varav många i stort sett saknas norrut i den boreala zonen. (3) Årlig virkesproduktion per ytenhet är avsevärt högre i söder än längre norrut. (4) Det finns mer skoglig produktions- och naturvårdsforskning för boreal än för sydsvensk skog (min bedömning). (5) Vi har i genomsnitt mindre fastigheter i söder, med många fler markägare och större bränsleuttag (biobränsle, brännved). (6) Antalet naturvårdare per skyddad arealenhet ökar starkt från norr till söder i vårt avlänga land – och de många naturvårdarna i söder har många olika infallsvinklar och

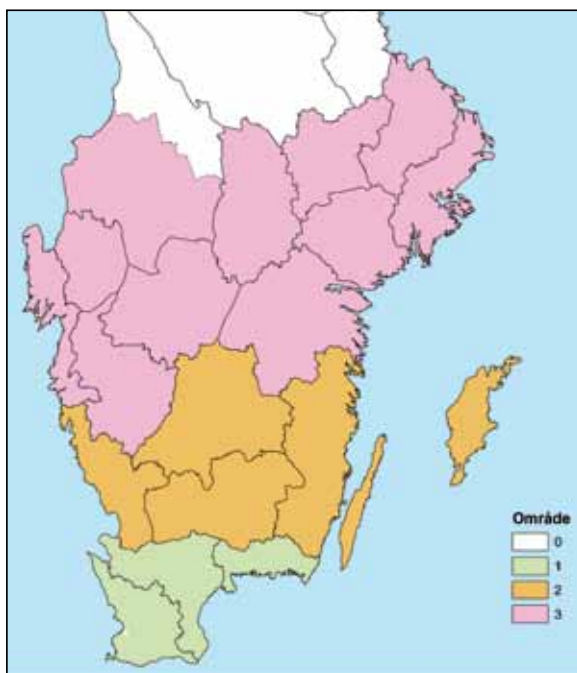


åsikter. Komplexiteten gör en kunskapsöversikt om skötsel av *naturvårdsskogar* (Box 1) värdefull för myndigheter och skogsägare i södra Sverige.

Min översikt är baserad på omfattande internationell och nationell litteratur och jag granskar skötselalternativen för sydsvenska skogar med naturvärden, särskilt lövrika sådana. Ett fokus på dessa motiveras av att sydsvensk skog tidigare var naturligt lövrik och att sådan skog har stora värden från naturvårdssynpunkt (Lindblad 1999, Bengtsson 1999a, Lindblad m.fl. 2000, Gustafsson 2002, Gärdenfors 2005, Niklasson & Nilsson 2005). Endast en liten del av lövskogen är formellt skyddad (avsnitt 5). Mycket i kunskapsöversikten är dock av generell intresse för skoglig naturvård, även för barrdominerad skog. Då en stor del av den formellt skyddade skogen består av gran och tall (avsnitt 5), och då skötseln av sådana skogar diskuteras mycket så behandlas även sådana bestånd, men i mindre omfattning.

Namngivningen på växter följer Karlsson (1998, uppdaterad på <http://www2.nrm.se/fbo/chk/chk3.htm>). Vetenskapliga namn på träd ges i tabell 5. Lövskog kan definieras som skog med mer än cirka 70 % lövträd (volym eller grundyta, Götmark m.fl. 2005a, Skogsstatistisk årsbok 2009). För att fånga in mer skog med naturvärden inkluderar jag i analyserna även skog med mer än 50 % lövträd, alltså även blandskog som normalt faller inom intervallet 30–70 % lövandel. Ädellövskog behandlas som separat delmängd (skog med mer än 70 % lövträd, varav minst 50 % ädellöv). Jag diskuterar främst fri utveckling, avverkning/skötsel för traditionell hävd, naturvårdsgallring och en del andra begrepp inom *naturvårdsskötsel* (Box 1). Då den svenskspråkiga litteraturen om traditionell hävd är omfattande (se referenser nedan) får detta alternativ mindre utrymme i min text.

Efter en genomgång av värderingar, kunskap och skötselalternativ analyserar jag relevanta aspekter av skogstillståndet i södra Sverige med hjälp av Riksskogstaxeringen (SLU, Umeå). Slutligen diskuterar jag alternativen och ger förslag utifrån kunskapsöversikten. Forskningsbehov behandlas integrerat i hela texten. Jag börjar med att sätta in naturvårdsskogarna och naturvårdsskötseln i sitt svenska sammanhang.



**Figur 1.** Södra Sverige som det definieras i denna rapport. Området omfattar ungefär vad som brukar kallas nemoral zon (Halland, Skåne och Blekinge) och den boreonemorala zonen norr därom (resterande färglagt område).

I norra och mellersta Sverige finns boreal skog eller "taiga" och gränsen mot södra Sverige följer här grovt limes norrlandicus, sannolikt den viktigaste biogeografiska gränsen för skog i Sverige. Söder om denna gräns finner vi ädellövträden (se utbredningar i Götmark m.fl. 2006) och en större kulturpåverkan i landskapet (traditionell hävd). I Värmland har kommunerna Torsby, Hagfors och Filipstad uteslutits, liksom i våra tidigare studier (Götmark m.fl. 2005a, 2006, 2009).

Tre delområden (1: Syd, 2: Mellan och 3: Nord, efter länsgränser) urskiljs för att studera förekomst och utseende på ädellövskog och övrig lövrik skog från söder mot norr (analyser av Riksskogstaxeringen, avsnitt 5). Riksskogstaxeringen har på kartan behållit några gamla länsindelningar (Skåne, Västra Götaland).

## Box 1. Viktiga termer inom skoglig naturvård och i denna uppsats

Det finns många begrepp som anknyter till skoglig naturvård och begreppsfloran är ofta förvirrande. Termerna har sin historiska förklaring och speglar också olika forskares ämnen. Nedan definieras och kommenteras termer som används i denna artikel. Se även Skogsencyklopedin (Håkansson 2000).

**Bestånd** är litet skogsparti eller skogsområde på ca 0,5–5 hektar, med någorlunda enhetlig skog eller definierad som del av fastighet i skogsbruksplan. Således kan det vara allt ifrån en nyckelbiotop till ett parti av avverkningsmogen granskog.

**Ekologisk naturvård** grundas på ekologi och naturvårdsbiologi. I skogsmiljöer är syftet att gynna biologisk mångfald och fokus ligger ofta på arter. Naturvårdsbiologer kan ha uttalade eller outtalade preferenser, t.ex. favorisera en viss organismgrupp eller naturtyp. Ekologisk naturvård har en stark anknytning till livscentrerad naturvårdsetik, där arter och/eller miljöer ges egenvärden. *Kulturell-estetisk naturvård* (se nedan) har en stark anknytning till människocentrerad naturvårdsetik.

**Formellt skyddad skog**, se *Naturvårdsskogar*.

**Fri utveckling** omfattar skog som lämnas utan direkt mänsklig påverkan, främst genom att avverknings- eller förbjudna (indirekt påverkan sker, t.ex. genom växthuseffekten eller genom att människor utnyttjar skogen genom stigar, för jakt m.m.). Fri utveckling är detsamma som begreppet Naturvård Orört (målkod NO, se *Grön skogsbruksplan*).

**Generell hänsyn** är hänsyn som ska tas till naturvård vid främst slutavverkning (§ 30, Skogsvårdslagen). Detta innefattar att träd och trädgrupper sparas ("evighetsträd"), kantzoner lämnas mot sjö, vattendrag och impediment, boträd för djur sparas, hänsyn tas till friluftsliv, vid bebyggelse, m.m. (se [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se)).

**Grundyta** är sammanlagda tvärsnittsytan av trädstammar, i regel i brösthöjd, i m<sup>2</sup> per hektar. Måttet är lämpligt för många lövrika skogar, då volymen av krokiga och stora förgrenade lövträd kan vara svår att uppskatta.

**Grön skogsbruksplan** är en skogsbruks- och naturvårdsplan för skogsfastigheter, där målkoder utnyttjas för identifierade delområden, som följer: PG (Produktion, Generell hänsyn), PF (Produktion, Förstärkt hänsyn), K/PF (inkluderar kombinerade målproduktion-naturvård), NS (Naturvård Skötsel) och NO (Naturvård Orört).

**Hänsynsträd** och **Fröträd** är träd som lämnas i skogsbruket vid slutavverkning eller partiell avverkning. Hänsynsträd definieras av Skogsstyrelsen som

träd över 15 cm i diameter i brösthöjd (Skogsstatistisk årsbok 2008: tabell 5.16), och kallas ibland evighetsträd. De kan definitionsmässigt vara svåra att avgränsa mot fröträd, då sådana kan lämnas i såväl produktions- som naturvårdssyfte. I engelsk litteratur används "green-tree retention" eller "retention trees" och Rosenvald & Löhmus (2008) föreslog i en översikt att dessa begrepp ska avse hänsynsträd vid slutavverkning där mer än 50 % av virkesvolymen tas ut.

**Hävd**, se *Traditionell hävd*.

**Högskog** är i denna rapport skog där träden i det dominerande kronskiktet är i genomsnitt mer än 14 meter höga.

**Impediment** är marker med träd där den genomsnittliga virkesproduktionen är lägre än 1 skogskubikmeter per hektar och år. Impediment finns eller kan finnas på våta marker, torra marker, lågproduktiva jordar och i branter (särskilt mot norr). Se även *skogsmark* och notera den internationella definitionen av skogsmark ( $\geq 10\%$  krontäckning) som är införd i skogsvårdslagen från 1 januari 2009 (Skogsstatistisk årsbok, digitalt på [skogsstyrelsen.se](http://skogsstyrelsen.se)).

**K** eller kombinerade målproduktion-naturvård i gröna skogsbruksplaner (10–90 % naturvård), se vidare *PF*

**Krontäckning** är grad av krontäckning sett från marken, dvs. andelen av himlen som täcks av träd/blad, uttryckt i procent och uppskattad på ca 10–15 cm höjd. Omvänt avser *kronöppning* den del av himlen (%) som inte är täckt av träd. Buskar/små träd inkluderades.

**Kulturell-estetisk naturvård** omfattar det äldre begreppet "social naturvård" och innefattar värdering av natur (etik), rekreation, friluftsliv och turism, samt undervisning och forskning. Även naturvårdsbiologer värderar natur kulturellt och estetiskt, så det finns inga skarpa gränser mot ämnet naturvårdsbiologi.

**Landskapsekologi** omfattar studier av t.ex. grad av uppsplittring av naturvårdsskogar, dvs. deras areal och isolering, inverkan av omgivningar av olika slag (produktionsskog, åkermark, m.m.), arters spridning, artförekomster i olika habitatfragment, samt de faktorer och processer som bestämmer artsammansättningen i landskap och bestånd.

**Lövrik skog** är i denna rapport skog som innehåller över 50 % lövträd oavsett trädslag, räknat i grundyta om inget annat anges.

**Medelhög skog** är i denna rapport skog där dominerande träd i övre kronskikt är mellan 7 och 14 meter höga.

**Naturskog** är skog som varit orörd relativt länge och utvecklat drag som är typiska för orörd skog,



t.ex. gamla och grova träd, flerskiktad struktur eller tendens till sådan, och mycket död ved (torrakor och lågor). Dessa naturskogskvaliteter ökar med den tid som skogen varit orörd eller relativt orörd (ofta sätts eller krävs en beståndsålder på minst 150 år). Naturskog av hög kvalitet bör innehålla träd som närmar sig sin maximala livslängd – ca 500 år föreslås här.

**Naturvårdsrestaurering**, se *Restaurering*

**Naturvårdsskogar** är formellt skyddade skogar (nationalparker, naturreservat, biotopskydd, naturvårdsavtal) samt skogar med identifierade naturvärden (främst nyckelbiotoper, områden i Gröna planer och "frivilliga avsättningar" i miljömålet Levande skogar). Dessa skogar har medelhöga till höga värden för naturvård och biologisk mångfald i skogslandskapet.

**Naturvårdsgallring** är en naturvårdsåtgärd för att öppna upp slutna bestånd (krontäckning minst 75 %) och för att gynna vissa trädslag och viss biologisk mångfald. Ett framtida mål för beståndet fastställs innan avverkning. Ett uttag av virke från små och medelstora träd (för t.ex. biobränsle) kan göras, eller så kan avvertrade träd lämnas. Dödvedsmängden bör inte understiga 10 m<sup>3</sup>/ha (nyskapande är då viktigt). För högskog bör inte mer än 25–30 % av grundytan avverkas/tas ut. För andra skogar, t.ex. ungskogar, kan mer avverkas/tas ut genom *Naturvårdsröjning* (ej testat till skillnad från naturvårdsgallring, som studeras i Ekprojektet, se vidare i texten).

**Naturvårdsskötsel** och **Naturvårdsförvaltning** avser här handhavandet av naturvårdsskogar och begreppen är i stort sett synonyma. Naturvårdsförvaltning skulle kunna vara ett vidare begrepp (omfattande fri utveckling, som snarast är "icke-skötsel") men i praktiken används "skötsel" mest, och avser här naturvård om inget annat specificeras. En nackdel med ordet skötsel är att man förväntar sig att något (mer radikalt) görs i en skog. Därför används ibland det språkligt mer neutrala ordet naturvårdsförvaltning. *Skötselplan* i statlig naturvård inkluderar normalt både administration och eventuella skötselåtgärder. Vid fri utveckling förekommer också åtgärder, t.ex. för information och friluftsliv (naturreservat, nationalparker), så i viss mån "sköts" alla områden.

**NO** är Naturvård Orört, en målkod i Gröna skogsbruksplaner, dvs. fri utveckling av skogsbeståndet.

**NS** är Naturvård Skötsel, en målkod i Gröna skogsbruksplaner, dvs. med aktiva skötselåtgärder för att gynna skoglig naturvård. I denna rapport diskuteras traditionell hävd och naturvårdsröjning/gallring som aktiva åtgärder, men även punktinsatser som t.ex. frihuggning av gamla missgynnade träd, ringbarkning av icke önskvärda träd eller för att öka dödvedsmängden, och hamling oberoende av en hävdanknytning, kan förekomma.

**Pionjärträd** är trädslag som kräver god ljustillgång för föryngring; se vidare *skuggtolerans* och tabell 5. *Sekundärträd* används ofta för skuggtoleranta träd, men trädslagen bildar inte två enhetliga grupper, utan snarare en gradient med avseende på föryngringsförmåga i relation till ljustillgång.

**PF** är Produktion Förstärkt hänsyn, en målkod i Gröna skogsbruksplaner, där virkesproduktion sker men där starkare naturhänsyn eller naturskydd än i PG ingår. I de gröna planerna från t.ex. Södra används istället K (kombinerade mål, produktion-naturvård). En nackdel kan vara att PF begränsas till mindre än 50 % naturvård; K är flexibelt och möjliggör högre procentsats för bestånd, upp till NS/NO-nivå.

**PG** är Produktion Generell hänsyn, en målkod i Gröna skogsbruksplaner, där virkesproduktion är viktig men där lagstadgad naturvårdshänsyn ska tas.

**Restaurering** är här återföring av skog till en historisk förebild eller omföring till ett mer naturligt eller hållbart stadium (Stanturf & Madsen 2005, Löf m.fl. 2008). Begreppet omfattar skoglig naturvård och bestånd med relativt höga och höga naturvärden, men även andra situationer (t.ex. beskogning av marker som förstörts genom mänskliga aktiviteter av olika slag). Restaurering är vanligare i länder med en historia av stark mänsklig omvandling av landskapet, t.ex. Nederländerna, men är relevant även för delar av Sverige. För skoglig naturvård kan begreppet *naturvårdsrestaurering* användas, men här utnyttjas termerna fri utveckling, traditionell hävd och naturvårdsgallring (de kan alla inkluderas i begreppet).

**Skogsmark** i denna rapport avser produktiv skogsmark, dvs. mark som inte används för andra syften och som har en genomsnittlig "virkesproduktion" på mer än 1 m<sup>3</sup> per hektar och år. I skogsvårdslagen finns från 2009 även en internationell definition av skogsmark, mark med  $\geq 10\%$  krontäckning (se [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se)).

**Skuggtolerans** eller grad av skuggtolerans används för att klassificera trädslagens förmåga att växa upp i låg ljustillgång (se tabell 5 för sydsvenska trädslag). Skuggtoleranta trädslag kan även växa upp vid god ljustillgång.

**Störningsregimer** i skogar omfattar olika störningar som dödar eller skadar träd, främst eld, vind (stormar), svår kyla (frost), långvarig torka, översvämningar, stora däggdjur (dödar/skadar små och stora träd), och patogena organismer (svampar, insekter, som kan döda träd). Man bör skilja mellan *naturliga störningsregimer* och *kulturella störningsregimer* (människans brukande och användning av skogen, traditionellt och idag).

**Tempererad skog** avser skogen söder om limes norrlandicus i Sverige. Sådan skog förekommer även i

**Box 1, forts.**

delar av Europa, Ryssland, östra Asien, östra Nordamerika och några andra platser (Röhrig & Ulrich 1991). Den domineras naturligt av lövfällande träslag, men inslag av barrträd förekommer naturligt. Så kallad nemoral och boreonemoral skog inkluderas här i tempererad skog (det internationellt vanligaste begreppet). Många olika biogeografiska eller praktiska indelningar av sydsvensk skog förekommer (Aldentun 1997, Aulén & Gustafsson 2003). Tempererad skog inkluderar ekens och andra ädellövträds huvudsakliga förekomst i landet (se kartor i Götmark m.fl. 2006).

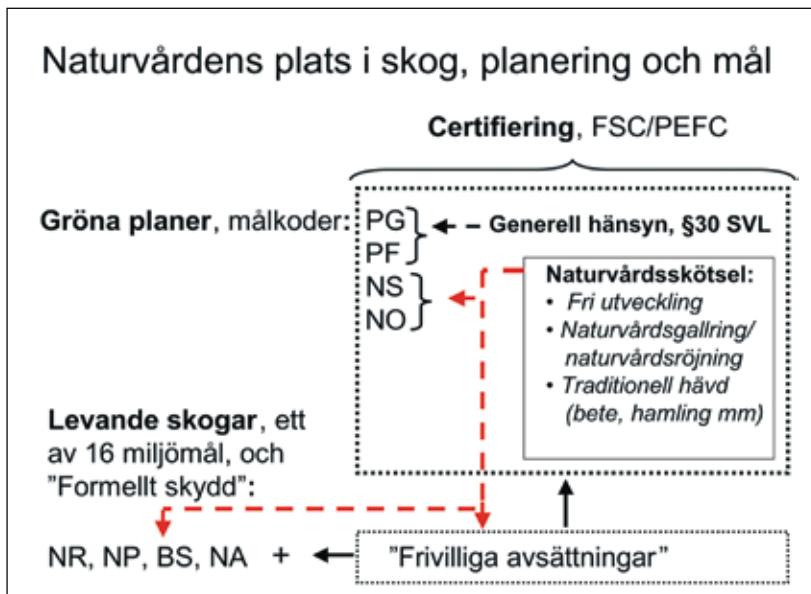
**Traditionell hävd** avser skötsel eller restaurering av skog genom traditionella former av markanvändning med anknytning till jordbruk (Aronsson 2009, Emanuelsson 2009). Här ingår främst att öppna upp och utnyttja skogar för bete med tamboskap och att hamla träd. Begreppet avser även sedan länge pågående hävd i mer öppen naturbetesmark och slåtter i ängsmark. Det finns många andra typer av markanvändning som kan kallas traditionell hävd, men som har perifer betydelse inom naturvården (svedjebruk,

ollonsvinsbete, kolning, m.m.). Plockhuggning och andra former av extensivt skogsbruk inkluderas inte i hävd i denna rapport, men däremot röjning och avverkning för att bedriva traditionell hävd.

**Ungskog** är i denna rapport skog där de dominerande träden har en medelhöjd som understiger 7 meter (kalmark efter avverkning är ej medräknad). Tre ålders-/höjdkategorier utnyttjas i denna rapport; ungskog, *medelhög skog* och *högskog*. Analyser genom Riksskogstaxeringen görs här för dessa skogstyper.

**Utglesning** är kronöppning genom avverkning av träd eller del av bestånd i naturvårdssyfte (detta begrepp används bl.a. av Sveaskog). Begreppet påminner om naturvårdsgallring, som avser igenväxta bestånd (kronslutning på mer än ca 75 %).

**Värde**trakt är ett ekologiskt och biologiskt särskilt rikt landskapsavsnitt med hög täthet av värdekärnor. En värdekärna är ett sammanhängande skogsområde som av länsstyrelsen och skogsstyrelsen bedömts ha en stor betydelse för djur- och växtliv och/eller för en prioriterad skogstyp (nyckelbiotoper och naturvärdesobjekt ingår normalt som en delmängd).



**Figur 2.** Naturvårdsskötselns plats i den skogliga naturvården i Sverige för närvarande. Flödespilar till målkoder i Gröna skogsbruksplaner (NS, NO), frivilliga avsättningar, och formellt skydd (områdesskydd) visar skötselns tillämpningar eller möjliga tillämpningar i skoglig naturvård. Gröna planer kan, men behöver inte vara införlivade i certifiering, och olika former av formellt skydd kan vara fristående från certifiering. Frivilliga avsättningar i miljömål kan vara fristående från eller överföras till formellt skydd, eller ingå i certifiering. (NR = naturreservat, NP = nationalpark, BS = biotopskydd, NA = naturvårdsavtal; övriga förkortningar, se Box 1.)

### Den svenska modellen

Det finns ingen allmänt överenskommen definition av "den svenska modellen", men begreppet används ofta i produktions- och naturvårdssammanhang, vilket framgår av en sökning på internet. I korthet innebär det en avvägning mellan produktion och miljö där generell hänsyn (Box 1) till naturvård ska tas vid slutavverkning och andra skogsbruksåtgärder, samtidigt som värdefulla "halvstora" skogsbestånd och större skogar ska skyddas och skötas för biologisk mångfald och andra värden (Niklasson & Nilsson 2005, Johansson m.fl. 2009, Weslien & Widenfalk 2009).

I generell hänsyn inkluderas till exempel att spara gamla träd och död ved och att ställa (avverkade) högstubbar vid slutavverkning – vilket kan kallas detaljhänsyn eller hänsyn på "substratnivå", med i huvudsak positiv effekt (Rosenvald & Lohmus 2008). På en rumslig mellannivå finns identifierade nyckelbiotoper, och kantzoner mot sjöar och vattendrag med genomsnittliga arealer på cirka 1–3 hektar. I en större skala, för områden på mer än ungefär 20 hektar, finns till exempel naturreservat, nationalparker, Sveaskogs ekoparker och andra "frivilliga" avsättningar. Miljömålet Levande skogar har en viktig roll i arbetet ([www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu)).

Från mitten av 1990-talet utvecklades konceptet "Grön skogsbruksplan" för skogsfastigheter (Larsson & Aulén 1995, Bleckert & Pettersson 1997). Gröna planer med målkoder för produktion och naturvård i olika former har fått stort genomslag (Hultengren 1999, Ingemarson 2001, SUS 2001: Bilaga 1, Aulén 2006). Idag ska markägare som certifieras genom FSC och PEFC upprätta en Grön plan om fastigheten är större än 20 hektar (Södra 2009). För delområden (bestånd) på skogsfastigheten används följande målkoder (se Box 1): PG (Produktion, Generell hänsyn), PF eller K (Produktion, Förstärkt hänsyn eller Kombinerande mål), NS (Naturvård Skötsel) och NO (Naturvård Orört). NO är detsamma som fri utveckling i denna rapport; för NS kan alternativen traditionell hävd och naturvårdsgällring ingå, men även åtgärder som ringbarkning eller dämning av skog för att öka mängden död ved. Ingemarson (2001) fann att olika organisationer

avsatte mellan 5,6 och 8,1 % av den produktiva skogen som NS+NO i Gröna planer.

Figur 2 visar naturvårdsskötseln och dess plats i det skogliga naturvårdsarbetet som helhet. Jag behandlar nedan naturvårdsskötsel (naturvårdsförvaltning) och skoglig forskning i ett brett sammanhang, med anknytningar till statlig naturvård (naturvårdsverk, länsstyrelser, skogsstyrelsen), skogsföretag, privata och andra skogsägare.

Ädellövskog och lövrika skogar diskuteras mycket i min rapport. "Rent skogsbruk" i dessa skogar bedrivs idag i mindre skala och diskuteras bara perifert här (se t.ex. Rytter 1998, Aulén 2006, Löf m.fl. 2009, Per Hazells kapitel i Ek & Johansson 2005 och [www.adellovskog.nu](http://www.adellovskog.nu)). En möjlighet är att ett ökat intresse för lövskogsbruk på sikt bidrar till att vi får mera lövskog i landskapet. En annan möjlighet är att stamvedsuttagen av lövträd (t.ex. ek och asp) för biobränsle ökar snabbt; om dessa inte görs på det sätt som föreslås här (avsnitt 4) kan det komma att skada naturvärden.

## 2. Värderingar, teorier och forskning

### Bakgrund om värderingar och syfte

Värdet av naturvård, med arter, naturtyper, friluftsliv och naturupplevelser som främsta motiv, uppmärksammades successivt i Sverige under 1900-talet (Ödmann m.fl. 1982, Sörlin 1991, Götmark & Nilsson 1992, SUS 2001, Hultman 2008). Inriktningen eller syftet med naturskydd och naturvård har varierat över tiden och kommer sannolikt att fortsätta variera. Kulturell-estetisk naturvård (Box 1) med rekreation och friluftsliv som viktig komponent hade hög prioritet under 1960- och början av 70-talet (Götmark & Nilsson 1992, Hultman 2008). Ekologisk naturvård (Box 1) med skogsskydd stod i fokus under 1980- och 90-talen, medan kulturell-estetisk naturvård återigen uppmärksammas genom den "Samlade naturvårdspolitikerna" och "Värna, vårda, visa" (Regeringens skrivelse 2001/02:173).

Forskarnas, tjänstemännens och politikernas värderingar och strategier för skydd och skötsel förändras över tiden, genom utbildning och inflytelserika personer, ofta på olika sätt i olika länder. Rackham (1998, s. 161) urskiljer sex olika perioder i England/USA (jfr Runte 1987) och skriver, kan-



ske provokativt: "Every fashion has taken away something of the special features of a site which is difficult to undo when the fashion passes". Om pendeln har svängt åt något håll under de senaste tio åren i Sverige vad gäller åsikter om naturvårds-skötseln, så är det från fri utveckling mot olika skötselningrepp.

Tidigare diskuterades skoglig naturvård i huvudsak bara i termer av fri utveckling (se t.ex. SOU 1983: 56, sid. 366). Skogar med naturvärden, inklusive skyddade områden, är historiska produkter och en slutsats i denna rapport är att *tiden* (både framåt och bakåt) är den faktor som är svårast att hantera och beakta i naturvården; som individer betraktar vi skogen under en kort fas av dess potentiellt flerhundraåriga utveckling.

Skötselriktningen för lövrika och andra värdefulla skogar är intimt förknippad med hur personer värderar natur och arter. Även om kunskapen om biologisk mångfald breddats under de senaste trettio åren till att omfatta till exempel skalbaggar, lavar och svampar, så får ryggradsdjur (särskilt fåglar) och kärlväxter (särskilt örter) störst uppmärksamhet i naturvårdsforskningen (jfr Clarke & May 2002, Fazey m.fl. 2005). I svensk naturvård får arter mer uppmärksamhet än hela naturtyper, eftersom den ekologiska forskningen i stor utsträckning är "artinriktad".

Forskares val av studieobjekt styrs av estetik, tidsanda (Belovsky m.fl. 2004), handledares inriktning, samt arters och miljöers tillgänglighet (bestämningslitteratur för arter är en faktor). Forskning om kulturell/estetisk naturvård är relativt outvecklad, men Ödmann m.fl. (1982) och Runte (1987) är goda exempel med historia som utgångspunkt. Vi vet en del om människors värdering av skogsmiljöer för friluftsliv och om planeringsaspekter (t.ex. Kardell & Lindhagen 1995, Milton 2002, Harmon & Putney 2003a, Emmelin m.fl. 2005, Kardell 2008), om positiva samband mellan grönska och hälsa (Ulrich 1984, Grahn & Stigsdotter 2003) och inverkan av vårt evolutionära ursprung och våra preferenser (Orians 1986, Hagerhall 2000, Milton 2002).

Inriktningen "Värna Vårda Visa" visar betydelsen av kulturell naturvård – som förhoppningsvis kan ge mer publikt stöd för naturvård. Jag försö-

ker att beakta kulturell/estetisk naturvård i mina slutsatser och rekommendationer (se vidare värdefulla texter i Harmon och Putney 1993).

I sammanhanget är det ovanligt att författare tydliggör sina egna värderingar (två undantag är Kardell 1998 och Milton 2002, sid. 2). I en studie av skötselalternativ för naturreservatet Hall- Hangvar på Gotland klargjorde Kardell sina personliga värderingar och framhöll bland annat natur av mer orörd karaktär och självverksamma jordbrukare. Jag har inga starka estetiska eller andra preferenser för någon viss skog med naturvärden, men känner att tidens vindar förbiser värdet av långsiktig fri utveckling av skog. Kanske har jag påverkats av njutningen att en varm somrardag gå in de svala, slutna och relativt lättframkomliga provytorna för fri utveckling i Ekprojektets högskogar (se avsnitt 4). Här vet jag att vare sig skogsbrukarens eller naturvårdarens såg kommer åt träden, åtminstone inte under avtalsperioden. Samtidigt har jag lärt mig värdet av mer öppna skogsbestånd, som vi återkommer till. Innan detta arbete startade hade jag inte kunnat förutsäga slutsatserna i rapporten – litteraturen är rik och kräver mycket eftertanke. Man kan tillägga att jag främst har forskarens och ekologens perspektiv på naturvårdsskogarna.

Olika typer av naturvårdsskogar skiljer sig åt: sålunda är syftet med biotopskydd och naturvårdsavtal att gynna den biologiska mångfalden, medan naturreservat sedan länge upprättats både för biologisk mångfald och av kulturellt-estetiska skäl, såsom friluftsliv och upplevelser. Detta förbises ofta när ekologer och naturvårdsbiologer ger förslag till skötsel för naturreservat med skog. Linder m.fl. (1997) föreslog till exempel att naturvårdsbränning bör vara en grund för skötseln av naturreservat i boreal skog, kompletterat med selektiv avverkning, ringbarkning och markberedning (för att missgynna gran, gynna öppenhet och lövinslag). Som många andra naturvårdsbiologer (även ibland jag själv) ägnar de ingen eller liten uppmärksamhet åt kulturellt-estetiska aspekter i sammanhanget. För teorier och förståelse av värde och känslor i naturskydd, se Milton (2002).

Urskogsinventeringen 1978–81 (Bråkenhielm 1982) hade ett viktigt kriterium för urval av

områden, *orördhet* (eller relativ orördhet), med relation till biologisk mångfald, men enligt Rolf Löfgren (i e-brev) avsåg det en lika stark relation till kultur/estetik, såsom friluftsliv och upplevelser. För naturreservat med skog varierar syftet med skyddet mellan reservaten, men ofta finns kultur/estetik med i besluten. För en studie av hur skog och orördhet hanteras i praktisk naturvård i Stockholmsområdet, se Ståhle m.fl. (2007). De senaste årens satsningar på skydd av tätortsnära skog innebär en ökad betydelse för kulturell/estetisk naturvård – antalet besökare där blir mycket större än i skogar långt från storstäderna.

Peterken (1993, sid. 199) listar fyra huvudsyften för skoglig naturvård, varav ett är kulturellt/estetiskt: att skapa "elements of wilderness" i landskapet, vilket främst avser gamla skogar och fri utveckling (de tre övriga syftena är skydd av arter, biotoper, och "other features"). Han framhåller (sid. 284) att områden med fri utveckling bör vara stora, men för "vildmarkskänsla" måste inte skogen vara stor enligt min uppfattning.

Relativt små områden – som till exempel Norra Kivills nationalpark (110 ha) – kan ge fina upplevelser av naturskog, fastän vandringen blir rätt kort. För att utveckla naturturism genom anläggningar (besökscentra m.m.) är däremot stora områden viktiga, då de inte lika lätt skadas genom högt besöksstryck och möjliggör långa vandringar (se vidare t.ex. Lockwood m.fl. 2006, Dearden & Rollins 2009). Stora naturvårdsskogar är mycket värdefulla för den biologiska mångfalden (Niklasson & Nilsson 2005 och nedan).

### **Teorier, idéer och synsätt för skötsel av skogar som är värdefulla för biologisk mångfald**

Det finns många naturvårdsbiologiska begrepp för arter och organismsamhällen i skogar med relativt höga till höga naturvärden (se Appelqvist 2005, Niklasson & Nilsson 2005, Emanuelsson 2009, samt på engelska Peterken 2001, Hambler 2004, Groom m.fl. 2006 och Dearden & Rollins 2009). Min översikt begränsas till de begrepp och angreppssätt som jag bedömer är nödvändiga för naturvårdsskötseln. Inventeringar av arter, indikatorarter och skogsstrukturer, samt system för skydd och upprättandet av skydd för bestånd

föregår i regel naturvårdsskötseln. Utvärderingar av effekten av alternativa skötselformer på de många arter som förekommer i naturvårdsskogar är önskvärda och bör uppmontras, men uppgiften är mycket omfattande (avsnitt 4). Naturbetesmarker med spridda träd är artrika, men många av de skogar som behandlas här (se naturskog, Box 1) är avsevärt rikare med en komplex, svår fångad artmångfald som dessutom snabbt ändras vid skötselåtgärder.

Här är exempel på delmiljöer/artgrupper som vi för närvarande inte klarar av att studera och följa på ett tillfredsställande sätt över tiden: den döda vedens organismer med skalbaggar, men framför allt tre andra artrika grupper (vedsvampar, tvåvingar och steklar); trädkronornas delvis okända mångfald; gruppen nattfjärilar; samt organismerna i marken, till exempel marksvamparna vars fruktkroppar är nyckfulla i sitt utträdande och nematoder (Bjørnlund & Lekfeldt 2007).

Bortsett från träden, så är det möjligt att små, dåligt kända och svårinventerade arter är mer värdefulla för ekosystemet och människan framgent än större iögonfallande arter (ett exempel är svampars betydelse inom medicinen). En specialist som har inventerat en viss organismgrupp och uttalar sig generellt om hur naturskogar ska skötas utifrån denna grupp bör ifrågasättas. Detta utesluter inte att skötselåtgärder för en värdefull och starkt hotad art i en viss skog kan vara motiverade.

Niklasson & Nilsson (2005, sid. 292–293) resonerar om att naturvårdsskötseln kan baseras på förekomsten av rödlistade arter. Detta är mycket tveksamt och i praktiken idag inte möjligt vid upprättande av till exempel gröna planer, då artinventeringarna är begränsade, om än värdefulla.

Nedan behandlas några få men grundläggande ekologiska begrepp – direkt knutna till hur naturvårdsskogar fungerar och med stark anknytning till skötselalternativen.

### *Succession*

I svensk skoglig naturvård uppmärksammas idag främst naturliga störningar och hävd som positiva faktorer (se nedan). En annan viktig, eller ännu

viktigare ekologisk process tas ofta upp i negativ bemärkelse eller glöms bort: *succession*, eller riktad förändring i vegetation och organismsamhäl- len (Röhrig & Ulrich 1991, Götmark m.fl. 1998, Peterken 2001, Kimmins 2004, Krebs 2009). Så kallad sekundär succession sker på åker- eller ängsmark som växer igen, efter avverkning av hela bestånd eller efter andra omfattande störningar. Med tiden kan vi få en naturskog, om inte människan blandar sig i och bestämmer vegetations- utvecklingen. Succession mot naturskog tar flera hundra år och kan därför inte observeras och stu- deras lika lätt som kraftiga störningar eller hävd; succession på skogsmarker blir inte lika tillgänglig eller ”spännande”.

Vilka buskar och träd som växer upp och skulle kunna bilda naturskog efter avverkningar beror på förmågan till rot- och stubbskottsbildning, på de träd som finns i omgivningen och deras sprid- ningsförmåga (fröetablering), på konkurrensen mellan dem och andra faktorer. Beståndsutveck- lingen bestäms i stor utsträckning av de ingående buskarnas och trädens ekologiska drag, främst ljuskra- v och tolerans för beskuggning.

Succession är en viktig grund för fri utveckling i bestånd, men vegetationsförloppet är inte alltid lätt att förutsäga i detalj. Ett skäl till detta är stör- ningar av olika intensitet, i södra Sverige till exem- pel viltbete, sjukdomar på träd och hårda stormar. Beatty & Owen (2005) föreslår att ungsogar är mindre utsatta för och känsliga för störningar som storm och snö, eftersom träden där är mindre och smalare.

För de flesta sydsvenska naturvårdssogar, särskilt de lövrika, är troligen trädens tillväxt och konkurrensförhållanden över tiden (dvs. succession) viktigare än naturliga störningar för beståndens utveckling. Den sentida ökningen av lövträden talar mot en stark effekt av viltbete (avsnitt 5). Stormar kan fälla planterade granar och sjukdomar kan möblera om, men successio- nen bestämmer i regel utvecklingen av trädslags- sammansättningen, grova träd och död ved i sko- gen. Elden är under nuvarande förhållanden och i en överskådlig framtid ovanlig i det sydsvenska landskapet. Genom långtidsstudier av succession och störningar kan vi få förståelse för tidsperspek-

tiven och den tid som krävs för att utveckla natur- skogskvaliteter (se avsnitt 3).

I läroböcker i ekologi kallas resultatet av lång- varig succession för klimax, ett begrepp som ofta avfärdas i Sverige i tron att ekologer förkastat det. I internationell litteratur framgår dock att begrep- pet är relevant och diskuteras (Peterken 2001, Kimmins 2004, Krebs 2009); modeller för sko- gars utveckling har också fått förnyad aktualitet genom klimatförändringar och naturskogens roll som kolsänka (Hahn & Emborg 2007, Luyssaert m.fl. 2008). I Charles Krebs lärobok anges kli- max-mönster som en bättre term än (ett) klimax för en viss naturtyp, givet den variation som tycks finnas i tid och rum för sena successioner i natur- skog. James Kimmins skriver mycket om klimax i sin skogsekologibok och påpekar att frågan ”om klimax existerar” bestäms av de definitioner man sätter upp.

Kunskapen om klimax-mönster för tempere- rade skogar är dålig, eftersom det finns så få rik- tigt gamla skogar att testa begreppet på. Enstaka goda studier finns dock från Europa söder om Sverige (t.ex. Pontailier m.fl. 1997, Bernadzki m.fl. 1998, Oheimb m.fl. 2005). Nilsson m.fl. (2002) ger data för grova träd och död ved i europeiska och svenska naturskogar.

För europeiska bok- och ekskogar som läm- nats fritt i 10–150 år fann Vandekerkhove m.fl. (2009) att dödvedssuccession (ökning av död ved) var en mycket långsam process. Bestånden i undersökningen hade i genomsnitt 50 m<sup>3</sup> död ved per hektar. I 86 centraleuropeiska reservat med naturskog av bok och långtgående succession var den genomsnittliga dödvedsvoly- men 130 m<sup>3</sup>/ha, i extremfall så mycket som 550 m<sup>3</sup>/ha (Christensen m.fl. 2005).

Från Själland i Danmark finns en detaljerad studie av Suserup Skov (19 ha) som skyddades för naturvård 1925 (Hahn & Emborg 2007). Innan dess hägnades den år 1800 för att hålla betande djur borta, med lövskogsbruk (plockhuggning) som syfte. Idag finns där mest bok, men rätt gott om ek, alm, bohuslind *Tilia platyphyllos* och tysk- lönn *Acer pseudoplatanus*. År 1992 inventerades alla stammar (>3 cm) och Jens Emborg klassifice- rade partier i skogen i fem tids- eller successions-



stadier, som startade med ”innovation” (småträds-etablering) och slutade med ”degradering” (stora träd faller, kronöppning >100 m<sup>2</sup>). Genom åldersdateringar av träd uppskattades hela cykeln till i genomsnitt 284 år. Skogen återinventerades 2002, efter att almsjukan fått fäste och efter stormen 1999, den värsta i Danmark på 125 år. Förändringar i delpartier och stadier hade skett på kort tid, men inte på något enkelt eller förutsägbart sätt (se vidare Hahn & Emborg 2007).

Oliver & Larsson (1990) och Peterken (2001) presenterar ett enkelt schema med fyra stadier i successionen, om vi utgår från mark där nya träd etablerar sig relativt tätt: (1) beståndsetablering (vegetativ förökning, fröetablering), (2) ”stem exclusion” vilket närmast kan översättas med självgallring genom konkurrens mellan buskar och mellan träd, (3) initiering av ett undre skikt av vedartad vegetation (vid ökad ljustillgång eller vid etablering av skuggtoleranta träd; Box 1), och (4) ”old-growth”, alltså flerskiktad, ofta luckig naturskog, för vilken det ofta anges i litteraturen att minst 150 års fri utveckling krävs. Särskilt vid naturvårdsåtgärder i ungskog (avsnitt 4) är det viktigt att ha dessa faser i åtanke.

I Sverige är nyligen avverkad skog och plantskog vanlig (stadium 1) och stadium 2 nås bara delvis i produktionsskogen, eftersom konventionell röjning och gallring sker för produktion av virke och självgallring inte är önskvärd. Vår kunskap om stadium 4 i södra Sverige är bara fragmentarisk. Vad en tjänsteman skrev för snart sextio år sedan gäller fortfarande: ”Urskogen bjuder vetenskapen ett rikt fält för studium av livsytringar varom vår kännedom alltjämt är ganska ringa och vars faser i mycket äro oss fördolda” (Domänverket 1951, sid. 14).

Nya, grundläggande mekanismer för succession i naturskogar upptäckts fortfarande. Sålunda rapporterade Nock (2008) att träd då de växer upp efterhand släpper igenom alltmer ljus genom sin krona. Under trädets första uppväxtstadier, upp till cirka 6–7 m höjd, gäller inte detta men därefter minskar trädets så kallade bladyteindex (bladyta per m<sup>2</sup> mark). Detta ger successivt mer ljus på lägre nivåer och förbättrad fotosyntes för bland annat epifyter som lavar och mossor.

### *Naturliga och kulturella störningsregimer*

Ett begrepp som har fått stor betydelse för skoglig naturvård i Sverige de sista 15–20 åren är *naturliga störningar* eller *störningsregimer* (Pickett & White 1985, Angelstam & Pettersson 1997, Angelstam 1998, Bengtsson 1999a, Peterken 2001, Bradshaw 2005, Niklasson & Nilsson 2005, Naturvårdsverket 2010). Begreppet kommer från forskning i USA som från 1980-talet framhåller ”icke-jämviktsteorier”, alltså att man började intressera sig mer för variationen än för balansen (jämvikten) i naturen, som hade dominerat forskningen tidigare. Naturliga störningar i sammanhanget är bränder, stormar, extrema temperaturer (långvarig torka, svår kyla), stora skyfall, översvämningar, jordskred, laviner och inte minst sjukdomar (t.ex. patogena svampar och insekter med storskalig effekt).

Att dramatiska händelser i naturen är viktiga kan tyckas självklart, men fram till slutet av 1970-talet var de flesta ekologer ointresserade, trots att uppsatser 1910, 1936 och på 40-talet framhöll idéerna (se Peterken 1993, sid. 315). I en utredning om naturvårdens resultat mellan 1960 och cirka 1980 kan man läsa att bevarande bland annat innebär ”att sträva efter naturlig ekologisk balans inom så stora områden som möjligt” (SOU 1983: 56, sid. 288). Ordet ”balans” blev senare ovanligt i denna litteratur, men om tid och rum beaktas är det fortfarande intressant.

Olika arter är anpassade till att utnyttja en rad olika miljöer; eftersom naturliga störningar nyskapar biotoper och nischer, så gynnas den biologiska mångfalden i ett landskapsperspektiv genom störningar. Naturvården bör då försöka identifiera den regim, eller sammansättning av störningar, som kan anses naturlig för skogarna i en region eller ett landskap. Sålunda upprättade Angelstam (1998) ett förslag om hur eld kan ha påverkat den boreala skogen i relation till beståndstyp (fuktig-frisk-skarp/torr) och föreslog skötsel utifrån detta, till exempel att naturvårdsbränning är viktigast i torr beståndstyp givet att människan bekämpar skogsbränder. Men Granström (2001) finner i sin översikt att beståndstyp inte har något generellt samband med skogsbrandsfrekvens – den varierar mer mellan regioner än mellan beståndstyper, och



**Bild 2.** I bergstrakter i Öst- och Centraleuropa finns fläckar av naturskog med fri utveckling under lång tid (eller med ringa mänsklig påverkan). Bilderna ovan är från skogsreservatet Hrončokovský grúň i centrala Slovakien, en del av Pol'ana biosfärområde. Gammelskogen i reservatet omfattar 55 hektar, på mellan 730 och 1000 meters höjd. Även om trädens ålder inte undersökts så saknas synliga tecken på skogsbruk här.

Holeksa m.fl. (2009) uppmätte här den näst högsta (kända) volymen på träd och dödved i Europa: 1030 m<sup>3</sup>/ha. Ett skäl till detta är goda jord- och växtförhållanden (hög bonitet): så många som 600 träd i området var högre än 45 meter. Få träd är grövre än en meter i diameter. Reservatet är relativt skyddat från stormar och laviner (dvs. naturliga störningar), vilket bidrar till att träden blir höga.

På bilden till vänster står studenterna Magda Czerniak and Katarzyna Staszyńska framför en ask, till vänster om dem står en bok och till höger en mossklädd lönn. Lägg märke till luckighet och rik örtflora. Bilden till höger är också tagen i en ljuslucka och träden är bok (de flesta), tysklönn, gran och silvergran *Abies alba*. Foto: Magdalena Zywiec, juni 2004.

moss-dominerade skogar kan brinna lika ofta som lavdominerade (se nedan). Man bör vidare ha klart för sig att hårda vindar (t.ex. orkaner) och bränder – både historiskt sett och idag – är viktigare störningar i nordamerikanska än i svenska tempererade skogar (Williams 2006).

För bokskogar fann Peters (1997) att störningar successivt minskade från Nordamerika

till Europa, och vidare från Europa till Asien. På 1960-talet fick ekologer i USA acceptans för skogsbränder i nationalparker (bränder hade tidigare bekämpats där). Ekologerna betraktade skogsbrand som en naturlig del av skogsekosystemen, men undvek att nämna att brändernas omfattning tidigare starkt styrts av urbefolkningen (Runte 1987, kapitel 10).

Begreppet naturlig störningsregim som det tillämpats på skoglig naturvård och skötsel försvåras av att vi inte befinner oss i ett naturlandskap, eller har några naturliga referenslandskap i södra Sverige. Det kan idag vara svårt att identifiera naturliga störningsregimer, vilka dessutom förändras över tiden (klimatförändringar, nya sjukdomar på träd). Efter studier av successioner som gynnat gran relativt andra trädslag (t.ex. björk, tall) i boreala skogsreservat framhölls behovet av eld i skötseln, med hänvisning till branden som en naturlig störningsfaktor (Linder m.fl. 1997, Linder & Östlund 1998).

I en senare studie av ett större skogsområde väster om Umeå fann Niklasson & Granström (2000) en klar ökning av skogsbränderna mellan 1650 och 1850, sammanfallande med ett ökat mänskligt brukande av skogen. Efter studier av brandspår i Norra Kvills nationalpark i Kalmar län framkom vidare att bränder sannolikt varit vanligare i sydöstra Götaland än i Norrland, men även många av dessa bränder var sannolikt orsakade av människan (Niklasson och Drakenberg 2001). Nu rekommenderas naturvårdsbränning i regionen (Niklasson & Nilsson 2005, Nilsson 2005, Andersson 2008, Naturvårdsverket 2010).

I praktiken är människan den viktigaste störningsfaktorn sedan lång tid tillbaka och människor anlade sannolikt själva de flesta bränderna, oavsiktligt eller avsiktligt för att öka jaktutbytet och för svedjebruk (Kardell 2003, Williams 2003). Man bör i första hand betrakta bränning som en form av traditionell hävd, eftersom människan så starkt ökat brandens inverkan på ekosystemen. En naturlig komponent finns förstås: blixtfrekvensen är till exempel högst i sydöstra Sverige, där svedjenävan *Geranium bohemicum* också förekommer (Granström 1993).

I *kulturella störningsregimer* för södra Sverige ingår således människans aktiviteter för att öppna upp skogen för vilt och byten (jägare och samlare) och för åker, äng och boskapsbete (Nilsson 1997, Götmark m.fl. 1998, Kardell 2003–2004, Niklasson & Nilsson 2005, Dahlström 2006, Aronsson 2007, Olsson 2008, Emanuelsson 2009). Denna regim ökade successivt i landskapet och hade sin starkaste inverkan på södra Sveriges skogar under

senare delen av 1800-talet (Kardell 2003–2004). Eftersom den förekommit i Europa under tusentals år har den haft en omfattande inverkan på växt- och djursamhällena, jämfört med i till exempel USA, där storskaligt jordbruk med europeisk inriktning bara pågått under drygt 200 år.

För skogens del hade lövtäkt och skogsbete stor påverkan och minskade föryngringen av lövträd, samtidigt som skogen blev mer öppen och gran gynnades framför lövträd (Lindbladh 2004). Det mer öppna (störda) landskapet och variationen i trädslag och miljöer bäddade för att många arter gynnades eller kom in (via bl.a. jordbruket), medan rovdjur och många stora fåglar utrotades eller reducerades genom jakt. Det starka näringsuttaget under 1800-talet medförde att kvävegynnade dominanter i vegetationen missgynnades och att artantalet då ökade, eftersom näringsreducerade landmiljöer är eller kan bli artrika (Huston 1993). Samtidigt minskade trädäckningen i landskapet drastiskt under 1800-talet, vilket missgynnade vissa strukturer och organismgrupper, till exempel död ved och svampar.

Det är svårt att generalisera om tempererad skog i Sverige och Europa under de senaste 100–500 åren, eftersom markutnyttjandet varierat mycket beroende på region och område. Förändringarna i markutnyttjandet var ofta stora över årtionden och århundraden – och ju längre tillbaka vi blickar, desto osäkrare är kunskapen om helheten (Johansson 1997, Kirby & Watson 1998, Eliasson 2002, Kardell 2003–2004, Dahlström 2006). Från ungefär 1950 blev traktthyggesbruk med röjning, gallring och slutavverkning den dominerande kulturella störningsregimen i svensk skog.

Nordamerikansk ekologi har i liten utsträckning uppmärksammat påverkan av stora betande däggdjur (s.k. megaherbivorer) på skogsekosystem. Donlan m.fl. (2006) föreslår dock ”import” av i Amerika utdöda stora djur till Mellanvästern i USA (se även Caro 2007). Flera europeiska stora växtätare är nu utdöda (skogselefant, noshörning, uroxe) eller extremt fåtaliga (visent). Stora betande djur kan döda träd (t.ex. välta dem, angripa bark) och kan reducera återväxten av träd. Detta kan skapa öppna ytor och variation i skogen, vilket gynnar konkurrenssvaga arter. Det är därför





**Bild 3.** Dalby Söderskogs nationalpark, tidig höst 2009. En ek på cirka 3 meters höjd har kommit upp nära stigen i en större lucka i skogen där almarna dött. De grova stammarna är döda almar som sågats upp (fallit över stigen eller utgjort fara för gående). Efter almsjukan angrips nu skogens askar av en svamp vars effekt ännu är svår att överblicka, men som kanske också gynnar ekföryngringen. Foto: Frank Götmark.

rimligt att inkludera stora däggdjur i störningsregimer, både vilda och tama sådana. Andersson & Appelqvist (1990) uppmärksammade tidigt de stora betande djurens potentiella inverkan och relevans för svensk skoglig naturvård; de var kritiska till fri utveckling för skogsreservat, en inriktning eller ett tankesätt som dominerade starkt vid denna tid.

Stora herbivorers potentiella inverkan granskades av Olff m.fl. (1999) och Vera (2000), i relation till publicerade paleoekologiska analyser, träd- och busksammansättningen i ett antal mellan-europeiska skogsreservat, och trädens och buskarnas ekologi. Holländaren Frans Vera menar att igenväxningen på 1900-talet, särskilt i ekmiljöer i avsaknad av störningar eller skötsel, är oförenlig med naturliga tempererade skogsekosystems ekologi och funktion. Den viktigaste faktorn i dessa ekosystem, enligt Vera, är stora djurs förmåga att hålla skogen öppen. Den ljusälskande hasseln *Corylus avellana* och eken tolkas som vanliga eller dominerande för tusentals år sedan. Rimligen var mycket av skogen därför öppen eller halvöppen, vilket anses bero på de stora djurens effekt. Eken antogs behöva skyddande taggiga buskar i öppna landskap för sin förnygring och uppväxt.

Ett cykliskt förlopp föreslås av Vera: träd-död i slutna bestånd vid avsaknad av förnygring under intensivt bete, ljusöppning när träd faller, taggbusk-kolonisation, ek-förnygring i buskar, slutenhet då nya träd växer upp, och ny träddöd. Detta skulle ha skapat ett halvöppet, omväxlande skogslandskap.

Paleoekologen Richard Bradshaw (2002) fann Veras bok stimulerande men var starkt kritisk till slutsatserna om forna skogars öppenhet. I en genomgång av paleoekologiska studier från Europa finner Svenning (2002) att skog i flodslätlandskap var mera öppen, medan mycket av den forna skogen var relativt sluten. För ytterligare kritik av Veras teori, se Mitchell (2005) och Birks (2005). Uroxen får mycket uppmärksamhet (se t.ex. Emanuelsson 2009), men Vuure (2005) argumenterar i sin bok om den utdöda uroxen mot Veras hypotes. I Veras omfattande bok nämns knappt skogsbränder och inte heller rovdjur, som kan tänkas ha kontrollerat växtätarna, till exem-

pel genom predation på ungdjur (jfr Jedrzejevska & Jedrzejewski 1998).

Det är svårt att i detalj reda ut skogarnas utseende långt tillbaka i tiden, men det står klart att skogs- och kulturlandskapet fram till slutet av 1800-talet (eller början av 1900-talet) blev alltmer öppet genom jordbrukets och tamboskapens inverkan, särskilt i södra Sverige. Öppenheten kulminerade i samband med en hård exploatering av landskapet på många håll. Många naturvårdare ser tamboskap, särskilt nöt, som en ersättning för de utdöda stora däggdjurens inverkan på skogen (t.ex. Nilsson 1997, Emanuelsson 2009), då dessa djur betar både gräs, örter och löv (t.ex. Kardell 2008b).

Röjningar/gallringar och påsläpp av tamboskap i igenväxta men tidigare halvöppna skogar med till exempel ekar och hässlen har nu blivit en allt vanligare skötselåtgärd i lövrika sydsvenska naturreservat, inte minst genom EU:s Life-projekt och miljöstödet (nu Landsbygdsprogrammet). Sådana åtgärder kan bidra till att skapa värdefulla mosaikmarker (Johansson & Hedin 1991, Ek & Johannesson 2005). Hamling och slätter testades med gott resultat i ett norskt igenväxt område med alm och gråal, men ansågs dyrt i det långa loppet (Austad & Skogen 1990; se även Jonsson 1995 och Hansson & Fogelfors 2000). Jämfört med äng- och hagmarksstudier finns tyvärr få publicerade experiment som testat att öppna upp skog för tamboskap.

Peterken (2001) varnar dock för uppfattningen att man kan få tillbaka en skoglig artuppsättning som förekom för 50–150 år sedan, precis som ekologer framhåller att kärlväxtfloran knuten till gamla ängsmarker idag kan vara svår att behålla eller återskapa, då tidigare processer och artförekomster i landskapet är försvunna. En fara lurar också i beslut att låta djuren beta av hela reservat med flera olika naturtyper som ängsmark, halvöppen skog och mer sluten skog. Om man vill få upp nya buskar och träd som ersätter stora träd över tiden, så krävs god planering för att undvika alltför högt betestryck på "sly". Att upprätthålla ett måttligt bete eller växla mellan fällor över tid, kan ge önskvärd förnygring i trädskiktet (översikt hos Peterken 2001, sid. 421–22, Olsson 2008).



Historiska studier i Storbritannien visar att förnygring av lövträd i gamla betesskogar framför allt sker under perioder då ett intensivt tamboskapsbete tillfälligt minskat eller upphört (Peterken 2001, sid. 422). En svensk parallell är att många ekar på 75–125 år kom upp vid rationaliseringar i slutet av 1800-talet och början av 1900-talet, då skogsbetet minskade och mindre åkrar, slätter- och betesmarker lämnades att växa igen på marginella marker (jfr Johannesson & Ek 2006). Igenväxningsförloppet framgår ofta av trädens form: långa smala ekar och andra träd med liten krona har i regel vuxit upp tätt.

Brand som skötselmetod i lövrika skogar i södra Sverige är dåligt undersökt, särskilt vad gäller skogens utveckling efter brand och frågan om vilka arter som är beroende eller bara gynnade av brand. Dokumentation finns för brandens inverkan 1999 i den barrdominerade Tyresta nationalpark (Pettersson 2006). Ett antal arter, flera hotade, gynnas och nya ekosystem skapas (Nilsson 2005).

I den barrdominerade Norra Kvills nationalpark i norra Kalmar län konstaterades talrika bränder, vilka i stort sett upphörde på 1770-talet (Niklasson och Drakenberg 2001). Författarna rekommenderar inte bränning i detta unika område, men väl utanför parken, i yngre och andra skogsmiljöer. Upprepade bränder under tusentals år (fram till 1868) rapporteras från en lokal i det artrika Hornsö–Allgunnenområdet i östra Småland (Lindblad m.fl. 2003). Bränning ingår i FSC/PEFC-certifiering för fastigheter större än 5000 hektar (SÖDRA 2009) och ges frikostigt ekonomiskt stöd i Landsbygdsprogrammet, men bränning är inte lätt att genomföra och omfattningen av ”certifierings-bränder” är oklar. Det är viktigt att klargöra deras omfattning.

Naturvårdsverket föreslår att bränning ”bör genomföras i alla skyddade områden och Natura 2000-områden, där detta finns inskrivet i skötselplaner respektive bevarandeplaner” (Nilsson 2005; se även Andersson 2008, Naturvårdsverket 2010). Nilsson (2005) nämner värdet av forskning men då kunskapen är dålig i södra Sverige bör en stringent utvärdering av naturvårdsbränning ske (se även Granström 2001), med experimentellt långsiktigt upplägg liknande det som används för

naturvårdsgallring i Ekprojektet (avsnitt 4). I var och en av cirka 20 skogar skulle då behövas två likartade provytor, där behandling slumpas ut (en bränns, en är referens/kontroll). Dessa studeras både före och efter bränning och följs under minst 20 år.

Har man tre provytor per skog så kan man utföra en annan typ av störning i en provyta och undersöka om brandberoende arter håller till godo med andra typer av störningar, som är lättare att åstadkomma. På så sätt kan man få kunskap om arternas ekologi och identifiera de verkliga brandspecialisterna (om de inte dött ut eller försvunnit lokalt).

För skötseln av naturvårdsskogarna i södra Sverige måste vi förutom beståndet även beakta det omgivande landskapet, skogarnas utseende där och biotopvariationen, ett tema som återkommer i avsnitt 3 och längre fram.

*Landskap: det stora värdet av stora områden och det stora värdet av många små områden*

Naturvårdsskogarnas storlek och läge i landskapet är viktiga faktorer vid skyddet av deras biologiska mångfald (Angelstam 1997, Appelqvist 2005, Niklasson & Nilsson 2005, Margules & Sarkar 2007, Villard & Jonsson 2009). Man kan förvänta sig att stora skogar innehåller många och naturvårdsintressanta arter, då stora skogar innehåller fler habitat och då större populationer minskar utdöenderisken där. Därför är det värdefullt att skydda stora områden och koncentrationer av uppsplittrade mindre naturvårdsskogar. De bör bindas samman geografiskt genom till exempel generell hänsyn (skog längs vattendrag, kantzoner) och naturvårdsskötsel. Värdet knutna till kulturell/estetisk naturvård (friluftsliv, kulturvärden) ökar vidare i takt med skogsreservatens storlek i södra Sverige (Götmark & Thorell 2003).

Samtidigt har många små och spridda områden också ett stort värde och kompletterar stora områden och grupperade småområden (Shafer 1995). Risken att en population utradas helt i ett stort område (t.ex. genom brand eller sjukdomar) minskar om populationen istället är utspridd; de små spridda områdena fångar totalt sett in många arter genom att arters utbredningar avlöser var-

andra geografiskt; och de små spridda områdena är troligen viktiga "stepping stones" för arternas spridning, särskilt vid klimatförändringar.

Stora skogsområden med flera olika habitat och landskapsvariation ger möjligheter att realisera fler alternativ i naturvårdsskötseln och att skapa biotopvariation i tid och rum. Naturvårdsskötseln för små isolerade bestånd är mer problematisk. Det är sällan vi kommer att ha så bra information om artinnehåll (förutom för trädslag) att det motiverar specifik skötsel för till exempel en eller några få rödlistade arter, om de inte är starkt hotade. De rödlistade arternas exakta miljökrav är ofta dåligt kända eftersom de är sällsynta och svårstuderade. De flesta små naturvårdsskogar är relativt gamla (eller har äldre träd i beståndet) och har över lång tid samlat på sig och utvecklat en viss artstock som avviker från omgivande skog (Gustafsson 2002).

Emil Åsegård (i e-post) föreslår att små isolerade naturvårdsskogar generellt bör skötas eller förvaltas så att deras nuvarande naturvärdesstatus ändras så lite eller så långsamt som möjligt. Två skäl till detta är att större ändringar av beståndet riskerar att (1) missgynna eller utesluta värdefulla arter som inte lätt kan hitta andra bestånd av samma typ i närheten, samt (2) att större ändringar av beståndet inte leder till kolonisation av nya "avsedda" arter, eftersom de befinner sig alltför långt bort. Detta bör åtminstone gälla starkt spridningsbegränsade arter, vilka ofta är naturvårdsintressanta, och starkt isolerade naturvårdsskogar. För små lövrika naturvårdsskogar kan man invända att "granifiering" kan vara ett problem – se vidare avsnitt 5.

Ett exempel på försök att upprätthålla status quo i små spridda skogar med naturvärden är barrdominerade reservat i Östergötland, där granbarkborrar under senare år hotat överlevnaden för gamla granar med värdefulla kryptogamer och insekter. Länsstyrelsen försöker säkra granpopulationerna genom att fälla och avbarka angripna granar och på så sätt hålla barkborrarna i reservaten på en låg nivå (Tommy Ek, i e-post). Ett annat möjligt exempel är små isolerade skogsbeten (tamboskap), där bete pågått under lång tid. Trots att ett sådant område är litet kan vissa organismer,

framförallt örter och gräs, tänkas fortleva där länge under samma hävdregim. Små naturskogar med fri utveckling under längre tid kan på samma sätt bäst bevaras genom frånvaro av ingrepp, om man inte bedömer att fortsatt succession hotar höga värden i det lilla området. Forskning behövs för att studera i vilken mån intressanta arter ur olika organismgrupper finns och fortlever (alternativt koloniserar/dör ut) i små isolerade skogar.

Då man behandlar flera landskap eller landskapstyper kan man använda termen region – och flera regioner ihop kan ingå i övergripande vegetationszoner. Definitioner och indelningar behandlas av Forman (1999), och för södra Sverige av bland andra Aldentun (1997) och Aulén & Gustafsson (2003).

#### *Tempererad och boreal zon: skillnader och likheter*

Det finns många indelningar av Sveriges vegetationszoner; här används den internationellt dominerande indelningen i tempererad och boreal skog, där limes norrlandicus (norrlandsgränsen) kan användas som skiljelinje (figur 1). Ofta urskiljs en nemoral zon (i regel Halland, Skåne och Blekinge) och en boreonemoral zon (i stort sett resten av den tempererade zonen), men denna indelning tar inte hänsyn till de sydsvenska lövträdens utbredning (förutom bok i viss mån) som är av särskilt intresse i min kunskapsöversikt. Ek och ask är till exempel vanliga i boreonemoral zon längs ostkusten upp till Mälardalen och Uppland (Götmark m.fl. 2006).

Kring limes norrlandicus minskar förekomsten starkt för många sydsvenska buskar och lövträd, vilka anses begränsas genom sin sämre frosthärdighet än barrträden och vissa andra lövträd (främst björk, asp och sälg) i den boreala zonen (Latham & Ricklefs 1993). En viktig skillnad mellan tempererade och boreala skogar är att de senare saknar skuggtoleranta lövträd, till exempel bok, ask och lind. Avsaknaden av dessa träd (och ek) förenklar de boreala systemen och successionsförloppet efter störning. Då granen i norr är det dominerande trädet som förnyngar sig i skugga kan det över tiden ta över på många friska-fuktiga marker. Stormfrekvensen (stormstyrkan) är lägre i boreal än i tempererad zon; relativt sett blir då



naturliga/kulturskapade bränder viktigare i norr och kan skapa utrymme för ljuskrävande lövträd (björk, asp, sälg – även tall), i så kallade lövbrännor. Dessa kan med tiden sakta koloniserar av gran. Lövdominans eller starkt lövinslag (även med tall) kan också skapas genom att lämna en slutavverkning utan åtgärd.

*Restaurering* (Box 1) av skogsmark med låga naturvärden för naturvård uppmärksammas alltmer (Stanturf & Madsen 2005, Löf m.fl. 2008) och formellt skydd av sådan mark för naturvård blev möjlig genom miljöbalken 1999.

Historisk markanvändning, skogsplanteringar och skogsbruk på 1900-talet har lett till att den tempererade skogen i söder, liksom den boreala i norr, domineras av gran, tall och björk (Kardell 2003–2004, Götmark m.fl. 2005a, Niklasson & Nilsson 2005). Detta gäller också många formellt skyddade områden söder om limes norrlandicus (avsnitt 5). Även om min kunskapsöversikt har fokus på lövrika miljöer, så behandlas även skötsel av barrdominerade naturvårdsskogar och problem med ”granifiering” (i bl.a. avsnitt 5).

### Forskning och lagar

Nya forskningsresultat bör få genomslag i naturvårdsskötseln, om de stöds av kunskapsöversikter. Samtidigt bildar lagar, författningstexter och politik (t.ex. skatter och subventioner) ett ramverk som både naturvårdande myndigheter och skogsägare måste följa. Under hela naturvårdens historia har ”vetenskapliga skäl” angetts som ett (av flera) motiv för skyddansträngningarna (Ödmann m.fl. 1982, SOU 1962: 36 och 1983: 56, Regeringens proposition 1997/98: 45). Det kan finnas två skäl för vetenskap i sammanhanget: (1) vi skyddar natur och skog för att (aktivt) kunna bedriva forskning där, till exempel om naturvårdsskötsel; (2) vi skyddar natur och skog för att biotoper, arter och naturprodukter är av potentiellt värde för forskningen i framtiden och för kunskapsutvecklingen.

Historiskt sett fick den första inriktningen, som förespråkades av bland andra Rutger Sernander, ringa stöd i naturvårdslagstiftningen och dess tillämpning enligt Ödmann m.fl. (1982). Detta stöds av att 1986 hade bara cirka 20 av 1175 områ-

den (nationalparker, naturreservat, naturvårdsområden) avsatts som ”referensområde för långsiktig forskning”, enligt Naturvårdsregistret (Götmark & Nilsson 1992 och figur 1 där).

Internationella naturvårdsunionen (IUCN) klassificerar skyddade områden i sju typer utifrån deras syfte (Chape m.fl. 2008), varav en (Typ 1a) primärt avser vetenskaplig forskning. Birkne & Löfgren (2002) kategoriserade svenska nationalparker, naturreservat och naturvårdsområden fram till och med 2001 enligt IUCN:s klassning. De inkluderade 596 av 2413 svenska områden i Typ 1a, vilket utgjorde 1,8 % av den skyddade arealen.

Betydelsen av den andra inriktningen, skydd/skötsel för potentiellt vetenskapligt värde eller forskning, är svårare att utvärdera. Ödmann m.fl. (1992) menar att vetenskap historiskt sett fick ringa betydelse för utvecklingen av naturskyddet, trots att ordet ”vetenskap” förekom rätt ofta. De framhåller istället turism och ”museal” inriktning (men museer har även en vetenskaplig anknytning, min kommentar). Lagtexten om naturminne/naturreservat som kom att gälla i nästan nittio år (fram till miljöbalken), framhåller föremål/område av ”betydelse för kännedomen om landets natur, sin skönhet eller eljest märkliga beskaffenhet eller ... friluftsliv”. Formuleringen lämnar spelrum för många anknytningar och värden, och utesluter inte vetenskapligt värde och forskning. Ökad betoning på miljöetik från 1960-talet och framåt (SOU 1962: 36, SOU 1983: 56, Götmark 1990, Sörlin 1991, Regeringens proposition 1997/98: 45), och åtgärdsprogram för hotade arter ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)) kan ha forsknings- och skötselkonsekvenser, om arter alltmer framhålls som enheter i skoglig naturvård.

Miljöbalken framhåller naturvårdande skötsel, restaurering och nyskapande, även för skyddsvärda arter. Man specificerar vidare att ”undersökningar av djur- och växtarter samt av mark- och vattenförhållanden” kan behövas för att följa upp vidtagna skötselåtgärder (Propositionen, sid. 712; se även Naturvårdsverket 2003). Rimligen innefattar ”undersökningar” även forskning vid universitet och högskolor, men forskning kan enligt miljöbalken inte vara ett av huvudsyftena

för naturreservat. Nationalparker kan ”bilda centralhärdar för vetenskaplig forskning” – en formulering som slank med från äldre lagstiftning (sid. 707). Även IUCN har forskning som ett av flera syften med nationalparker; de svenska upptog 14 % av den skyddade arealen i Birkne & Löfgrens (2002) sammanställning.

Inom forskarvärlden ges nästan alla anslag på tre år eller kortare tid. Men de flesta ekologer framhåller att långsiktiga experiment (försök) är viktiga för att förstå ekosystemens funktion. David Tilman, en av de mest citerade amerikanska ekologerna, granskade 180 fältexperiment (uppsatser) som rapporterades i den välrenommerade tidskriften *Ecology* under perioden 1977–1987 (Tilman 1989). Av dessa pågick 70 % i bara 1–2 år, och 86 % i tre år eller mindre. Endast 7 % av studierna pågick i fem år eller mer. Tilman visar med hjälp av långtidsstudier att slutsatser ändras då fältförsök pågår en längre tid – resultaten står till och med ibland i direkt motsättning till vad som redovisas i korttidsexperiment. Hans slutsats för en rad olika miljöer (inklusive skog) är att (min översättning) ”experiment behöver pågå mellan 10 och 50 år eller mer innan de kan visa de verkliga långtidseffekterna av behandling” (dvs. av försöksupplägget). Långtidsexperiment finns inom skoglig produktionsforskning i Sverige, men de är mycket få inom den skogliga naturvården.

### Sammanfattning

I värdering och skötsel av naturvårdsskogar ingår dels en kulturell/estetisk komponent, dels en ekologisk komponent som är starkare knuten till att upprätthålla och skapa hög biologisk mångfald. Att utnyttja skogen för friluftsliv och upplevelser är en viktig del i kulturell naturvård. Forskare (ekologer) är inte fria från värderingar: de speglar delvis sin samtid, påverkas av sina slutsatser i studier, och det dominerande synsättet inom ekologin. Forskning, helst experiment, krävs för att nå slutsatser om alternativa former av naturvårdsskötsel i skogar med naturvården.

Fortgående, långsiktig succession utan mänsklig inblandning är en förutsättning för att skapa naturskog och för att lära sig mer om biotoper, trädsammansättning, död ved och skogens fortlö-

pande förändring. Ett starkt fokus på störningsregimer bland ekologer under de sista tjugo åren har lett till att succession som långsiktig viktig process ofta förbises.

Naturliga störningar bidrar till att skapa biotopvariation i naturskogar och även i produktions-skogar. Stormar, bränder, extrema temperaturer, variabel nederbörd, svampar, insekter och betande stora djur kan döda träd, delvis styra bestånd och skapa luckor. Ljus kommer in, örter, gräs och andra organismer gynnas och död ved av olika typ skapas. Naturliga störningar innebär en ökning av antalet nischer i skogen, till vilka olika arter är anpassade.

Men sedan många hundra år tillbaka i tiden har kulturella störningar varit viktigare än naturliga sådana för mångfalden i skogen i södra Sverige. Traditionell hävd genom bete, lövtäkt och slätter omfattade stora arealer fram till början av 1900-talet, medan bränning var en starkare hävd-komponent långt tillbaka, vid sidan av naturliga skogsbränder. De sporadiska hårda stormar som drabbar södra Sverige i nutid är viktiga. Stora betande däggdjur (megaherbivorer) kan ha haft stor inverkan långt tillbaka i tiden, men deras relativa betydelse är omtvistad.

Ekologer och naturvårdare är överens om att stora skogar (flera hundra hektar eller mer) är särskilt värdefulla – är ett område stort, så kan fler skötselalternativ som fri utveckling (NO), traditionell hävd och naturvårdsgallring realiseras. Men de många små isolerade naturvårdsskogarna kompletterar de stora, och enligt en skötselidé kan dramatiska förändringar i dem vara negativa.

Sveriges boreala skogar skiljer sig från de tempererade (figur 1) genom att ha färre lövträd, få eller inga skuggtoleranta lövträd, färre stormar och mer naturskog. Eftersom gran och tall är vanliga trädslag även i södra Sverige så överlappar skötselproblemen i de två zonerna.

### 3. Skötsel av skogar med höga naturvärden i praktiken

#### Bakgrund

Naturvärden har varit fullt upptagen med att skydda värdefull skog som varit utsatt för olika typer av exploateringsshot (främst avverkningar). Då resurserna varit knappa, har detta inneburit att medel för skötselåtgärder inte räckt eller prioriterats lågt. Samma mönster existerar sannolikt globalt, med undantag av äldre, stora nationalparker i vissa länder som har en omfattande och avancerad skötsel.

Antalet skyddade områden globalt ökar fortfarande raskt (Chape m.fl. 2008), men i framtiden kommer skyddstakten att minska och kurvan för skyddad areal att börja plana ut. Skötsel av reservat, avsättningar i gröna planer, parker och andra värdefulla skogsområden blir ett allt viktigare ämne, och naturvårdsförvaltning av hög kvalitet kommer att efterfrågas. En indikation på förändring är att förvaltningsanslaget till Naturvårdsverket mer än tredubblades mellan 2000 och 2009 (Rolf Löfgren, i e-brev).

Inom naturvårdsbiologin har vid sidan av artstudier även reservaturval, reservatens storlek, fördelning och geografiska sammanhang dominerat forskningen (Hamblen 2004, Groom m.fl. 2006, Margules & Sarkar 2007). De sista tio till femton åren har landskapsekologins betydelse framhållits (Hansson 1997, Niklasson & Nilsson 2005).

Forskning om skötsel av värdefulla skogsbiotoper är tyvärr mycket begränsad (jfr Niklasson & Nilsson 2005, sid. 292–293). Den brittiske forskaren Bill Sutherland sammanfattade situationen för biotopskötsel så här: ”Det är deprimerande hur lite vi klart kan slå fast om biotopskötsel och hur svårt det är att skilja ut fakta från hörsägen och myter. För de flesta skötselrekommendationer är det svårt att finna objektiva data/studier som motiverar viss skötsel. De som bär ansvaret för situationen är dels professionella ekologer, som påstår sig kunna svara på frågorna men studerar annat, dels förvaltare av områdena, som misslyckats med att utföra skötseln på ett experimentellt sätt eller att dokumentera resultaten” (Sutherland 1998, sid. 206, min översättning).

En viss, begränsad förbättring har skett sedan detta skrevs – för naturvårdsskötsel i kulturlandskapet (se Centrum för biologisk mångfald, [www.cbm.slu.se](http://www.cbm.slu.se), och Ausden 2007). Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen uppmärksammar situationen och skogsbolaget Sveaskog utvecklar och testar naturvårdsförvaltningen (se nedan), men fortfarande är Sutherlands kritik giltig för den skogliga naturvårdssektorn (se även Snaprud 2009).

#### Tidigare förslag till skötsel och naturvårdsförvaltning

Även om det är brist på experimentell skötsel-forskning i naturvårdsskogar så saknas inte förslag till skötsel, och i flera fall detaljerade sådana förslag. Drakenberg (1994), Hultengren (1999) och Andersson & Löfgren (2000) ger förslag till skötsel av nyckelbiotoper, naturreservat, nationalparker och andra naturvårdsskogar.

Andersson & Löfgren (2000, sid. 40) skriver att det är ”omöjligt att ange generella mål för naturvårdsskötsel i reservat”, dvs. för lövrika sådana i södra Sverige. Författarna delar upp skogen på 38 typer, baserat på trädslagen och deras växtplats, och ger för dessa typer exempel på artförekomster, annan information och förslag till skötsel. En skiljelinje anges för ”de värden som skogstyperna utvecklar i naturtillståndet eller de som skapas genom kulturinflytande”. I det första fallet (naturtillstånd) utgår man från begreppet ”intern beståndsdynamik”, och existerar detta eller om det kan uppnås, så ”föreslås normalt fri utveckling”. Skogscyklopedin (Håkansson 2000) definierar intern beståndsdynamik som ”förändring av skog genom en successiv, luckvis beståndsförnygring i ett för övrigt tämligen stabilt ekosystem” och hänvisar till effekter av stormar.

Begreppet intern dynamik används rätt flitigt i naturvärden (Google, 605 träffar på ”intern dynamik” skog) men är oklart och kan enligt min uppfattning leda tankarna fel. Det är uppenbart att det förknippas starkt med skuggtoleranta trädslag såsom gran i norra Sverige och ädellövträd som bok, lind, lönn och alm i södra Sverige (se definition hos Angelstam & Mikusinski 2001, sid. 11 och skogstyperna hos Andersson & Löfgren 2000). Skogar med dessa träd kan, eller tenderar

att vara flerskiktade och nya träd växer lätt upp i luckor där träd dött eller fallit. Detta är en del av successionen mot naturskog. Men om stormar, insekter och svampar faller eller dödar träd, vilket är ganska vanligt i södra Sverige, så är detta främst störningar som är "externa", snarare än "interna". I riktigt gamla naturskogar med skuggtoleranta ädellövträd i Västeuropa har det visat sig att vind är en viktig mortalitetsfaktor som cykliskt öppnar upp skogen (Pontauiller m.fl. 1997, Wolf m.fl. 2004). Vidare, om ljuskrävande träd som björk, tall, asp eller ek faller i skog där de förekommer i bestånd eller blandbestånd, så får vi också föryngring av vedartad vegetation i ljusluckor.

Begreppet "intern dynamik" kan ersättas med till exempel "successionsfas med spridda små ljusluckor" eller "luckdynamik" som också används av Andersson & Löfgren ("gap dynamics" finns på engelska) och av Niklasson & Nilsson (2005). Intern dynamik kan också ersättas med det enkla begreppet självgallring, där träd dör i konkurrens, även i äldre bestånd.

Ett annat, ännu vanligare begrepp är "naturlig dynamik" (2950 träffar på Google, "naturlig dynamik" skog) men även det kan vara oklart. Det kan avse ringa mänsklig påverkan i dynamisk naturskog (Angelstam & Mikusinski 2001, Niklasson & Nilsson 2005, sid. 293). En granskare av den här texten föreslog att naturlig dynamik, omsatt i praktisk skötsel, är fri utveckling kompletterad med bete, naturvårdsbränning etc., allt efter mål och behov. Naturlig dynamik kan vara ett pedagogiskt begrepp ("att efterlikna naturlig dynamik") men innehåller det besvärliga ordet "naturlig". Mosaikmarker och biotopvariation är alternativa eller kompletterande begrepp.

Som andra skogstyp i skötselsammanhang urskiljer Andersson & Löfgren bestånd "med dominerande artinnehåll knutna till kulturskapade, ljusöppna förhållanden". Vidare, "där kulturinflytandet bibehåller sådana förhållanden rekommenderas skötselåtgärder av olika slag". Det noteras att skötsel i sådana fall innebär att kulturhistoriskt värdefulla miljöer bevaras.

Mycket likartade förslag framförs i Hultengren (1999). Liksom i Andersson & Löfgren (2000) nämns att det kan finnas särskilt värdefulla arter

som motiverar viss skötsel, men författarna skriver att kunskap för sådan skötsel ofta saknas och att man i regel får utgå från skogens utseende. I de miljöer som behandlas finns en avgränsning mot gamla men fortfarande hävdade trädklädda fodermarker. I de fall viss men ej omfattande igenväxning skett, finns förslag på restaureringsåtgärder (se även Johansson & Hedin 1991, Jonsson 1995).

I Gröna skogsbruksplaner med målklasserna PG, PE, NS, NO (figur 2, Box 1) finns fri utveckling (NO) och NS avser enligt Skogsstyrelsens hemsida "... avdelningar med höga naturvärden där återkommande skötsel är nödvändig för att bibehålla områdets naturvärden samt avdelningar med förutsättningar att återskapa dessa naturvärden. Naturvårdsmålet styr skötseln som endast utförs när det är motiverat av naturvårdsskäl".

Uppdelningen i NO och NS är grov men flexibel. Följande fem exempel på bestånd där NS kan gälla ges på Skogsstyrelsens hemsida (citater):

- björk- och aspskogar med höga naturvärden som hotas av invandrande gran
- strandskogar och lövsumpskogar utan naturlig vattendynamik där höga naturvärden hotas av invandrande gran
- tallskogar med förutsättningar för naturvårdsbränning
- ekskogar med höga naturvärden och konkurrerande sekundärträd (dvs. skuggtoleranta träd som t.ex. gran och möjligen bok, min parentes)
- betesskogar eller floralokaler som gynnas av solljus och bete

Dessa exempel antyder att skötseln, där den förekommer, inriktas på att reducera gran (och eventuellt andra skuggtoleranta träd) i bestånden, och på hävd genom naturvårdsbränning och bete.

### Skötselalternativ i olika skogstyper

Förslagen ovan om när naturvårdsskötsel (röjning/gallring, hävd) bör sättas in i lövriska skogar baseras på skogens struktur, förekomst av kulturhistoriska spår och antaganden eller kunskap om arters reaktion. Som påpekats finns det sällan omfattande och tillräckliga inventeringar, och i ännu mindre omfattning kunskap om intressanta arters respons på ingreppen (t.ex. rödlistade krypto-





**Bild 4.** Åskhult i Halland – ett restaurerat historiskt landskap, juli 2007. Kulturresevatet Åskhults by på 136 hektar ligger ungefär fem mil söder om Göteborg. Byn består av fyra gårdar, tätt byggda kring ett bytorg (några av husen syns på åsen i bakgrunden). De äldsta husen är från sent 1600-tal och byn splittrades aldrig under skiftesreformerna. Restaureringen syftar till att återskapa brukande och landskap som det var för cirka tvåhundra år sedan. I förgrunden syns återskapad betad utmark – stubbarna från avverkning av granskog 1997 finns kvar. I de lägre liggande, fuktiga partierna har slåttermark restaurerats. I området förekom även stubbskottsbruk av klibbal, björk och ek. Läs mera på [www.askhultsby.se](http://www.askhultsby.se). Foto: Frank Götmark.

gamer och insekter). Om inte igenväxningen över tidigare kulturspår gått för långt kan rådet vara att öppna upp skogen och vidmakthålla öppenhet. Grunden för råden är att (1) ljuskrävande arter ska gynnas (t.ex. ekar och örter, vissa lavar, pollinerande insekter) och (2) synliga ”ej alltför gamla” kulturhistoriska spår/värden ska upprätthållas och stärkas genom hävd. Punkt 2 är inte direkt biologisk men ger ett starkt plus för kulturell/estetisk naturvård. Vissa kulturhistoriska spår, till exempel stenmurar och trädslag, kan dock finnas kvar mycket länge även vid fri utveckling (hundraårs årtal) och elimineras inte vid det alternativet – skogens historia kan fortfarande ”läsas på plats”

av en skogligt kunnig person eller guide. Någorlunda stabil högskog kan göra kulturspåren mer synliga över tid än avverkningar och medföljande föryngring eller ungskog, som påverkar eller döljer spåren.

Min uppfattning är att i stort sett alla naturvårdsskogar kan förvaltas med hjälp av alternativ som behandlas här, alltså fri utveckling, traditionell hävd och/eller naturvårdsgallring (Box 1, avsnitt 4). Detta tillgodoser såväl biotopvariation som behovet av mer kunskap om alternativen – det vill säga om åtgärderna följs upp, genom forskning eller på annat sätt. Jag föreslår emellertid övergripande gränsvärden för alternativen, och för

olika skogstyper (se nedan), annars flyter åtgärderna och vi har ingen kontroll på vad som skapas.

För att utveckla min argumentation, låt oss utgå från igenväxta barrdominerade skogar med naturvärden, där NO (fri utveckling) i regel rekommenderas för bestånden. Men även dessa miljöer skulle kunna berikas genom ljusöppning (traditionell hävd eller naturvårdsgallring) för arter som föredrar eller förekommer i luckiga barrbestånd. Det finns dessutom ofta kulturspår från utmarker i dagens barrdominerade miljöer (t.ex. hackerör, stengärdesgårdar, kolbottnar, vargropar m.m.; Skogsstyrelsen 1992, Aronsson 2007) som kan motivera hävd genom exempelvis gallringar och skogsbyte (Andersson m.fl. 1993, Kardell 2008b). Ett skäl till att hävd mest rekommenderats i lövrika miljöer (t.ex. gamla inägor) är nog att dessa marker är mer estetiskt tilltalande och finns närmare den mänskliga bosättningen. I viss mån kan miljöerna också ha kvar floristiska värden från äldre brukande och hävd (Johansson & Hedin 1991, Aronsson 2007).

I detta resonemang är slutenhetsgrad utgångspunkten för skötseln och bestånd kan lämnas antingen för fri utveckling eller aktiv naturvårdsskötsel. Olika åtgärder gynnar olika arter inom varje skogstyp; vissa förekommer i slutna och vissa i mer öppna tillstånd. En biotopvariation skapas på bestånds/landskapsnivå. Finns bra inventeringar som dokumenterar särskilt värdefulla arter knutna till trädslag/strukturer, och god kunskap om arterna, ska detta förstås beaktas i naturvårdsförvaltning och planer i lämplig omfattning. I regel måste dock mer generella rekommendationer ges, då de flesta områden är dåligt inventerade (detta gäller även artinnehållet i många nyckelbiotoper). Inventeringar är önskvärda och rekommenderas starkt, men resurser begränsar verksamheten.

Om vi utgår från lövrika skogar finns på samma sätt inga starka argument för att vi antingen alltid ska lämna en bokskog för fri utveckling (för att ta ett exempel) eller alltid ska hävda eller naturvårdsgallra skogen. Bokskog har utnyttjats i traditionell, historisk hävd (ollonsvin) och en viss grad av öppenhet kan tänkas gynna arter i bestånd med höga naturvärden.

Som utvecklas nedan finns goda skäl att naturvårdsgallra igenväxta skogsmiljöer med inslag av stora ekar (ca 75–200 år gamla), bland annat för att säkra en ekföryngring som kan ersätta de stora träden. Detta gäller blandskog med cirka 20–70 % ek – finns större andel ekar i beståndet är i regel ekföryngringen inget problem. Men även för denna miljö föreslås att en god andel av de lövrika bestånden (ca 30 %) bör lämnas för fri utveckling (se avsnitt 4).

Om en del stora ekar med tiden dör i konkurrens med andra lövträd, så skapas stående och liggande grov död ved av ek, som är ovanlig (Finsberg & Stenström 2007) och värdefull för exempelvis svampar och insekter (t.ex. Franc 2007). Ett exempel på skog med sådana kvaliteter är det värdefulla naturreservatet Rya skog i Göteborgs hamn, skyddat 1928 (Anon. 2008). Detta resonemang utesluter inte att grova gamla träd i kulturlandskapet (i regel mer än 200 år, men de kan vara yngre) vid behov ska gynnas på olika sätt, till exempel genom frihuggning (Höjer & Hultengren 2004). I Eklandskapet och på andra håll i Östergötland finns många sådana träd, kring vilka traditionell hävd av markerna utvecklas (se nedan).

På en mera generell nivå finns goda skäl för fri utveckling: naturliga områden kan fungera som referenser för bedömning av utvecklingen i liknande människopåverkade eller brukade/hävdade miljöer. I ett förbisett arbete argumenterar Arcese & Sinclair (1997) för att skyddade områden på global och regional nivå bör ha en sådan funktion, så de kan utnyttjas för forskning för att bedöma människans inverkan och ge feedback till naturvärden (för liknande argument, se Peterken 1993, sid. 281, Hunter 1996, Keddy och Drummond 1996, Boyce 1998, Bradshaw 2005, Wesolowski 2005). Om vi låter olika former av skötsel, som tenderar att variera över tiden, styra naturvårdsskogens utseende så förlorar vi möjligheten att utvärdera skötseln om oskötta, mer naturliga referensområden saknas. En kompromiss är att avsätta halva det skyddade området (här, naturvårdsskogen) för fri utveckling, och halva för aktiv skötsel – då kan åtgärderna utvärderas (Arcese & Sinclair 1997).

## ”Att tänka i tid för skoglig naturvård”, för beslut om förvaltning

Av människan  
utnyttjad (lokal) skog

**Karaktär vid år 0:**  
STARKT KULTURINFLYTANDE

Exempel,

- Jaktreservat (historiskt)
- Bete/hävd (traditionellt jordbruk, dåtid/nutid)
- Rekreation (parker, dåtid/nutid)
- Skogsbruk (dåtid/nutid)
- Naturvårdsgallring (nutid)

-- SVÄRÖVERSKÅDLIG TID --

-- FRI UTVECKLING --

Lokal skog med  
minimal mänsklig  
påverkan, naturlig  
skog eller ”urskog”

**Karaktär och utveckling:**  
STARKT NATURINFLYTANDE:

- Ingen avverkning
- Stormpåverkan
- Variabel störningsregim över tid, med avseende på bete, nederbörd och temperatur



**Figur 3.** En utgångspunkt för naturvårdsförvaltning av lövrik skog i södra Sverige: tillstånd och tidsaxel för att skapa naturskog av hög kvalitet, dvs. där träd som ek, lind och tall kan uppnå full ålder. ”Att tänka i tid” är avsiktligt dubbeltydigt. Under tidsaxeln finns exempel på naturskogar som existerar idag, för att visa ”leveranstiden” för skog med höga naturvärden under fri utveckling. Figuren understryker vikten av långa tidsintervall för att skapa naturskogs-kvaliteter med värdefulla trädslag som ek, lind och tall – hög beståndsålder (över 250 år) utan direkt mänsklig påverkan (avverkningar) är ovanlig i tempererad låg-landsskog i Europa (och globalt sett). År (ålder) på tidslinjen avser tid utan, eller med bara svag mänsklig påverkan (inga eller få huggningar).

Eftersom fri utveckling och traditionell hävd är två huvudspår i den skogliga naturvården, behandlas dessa före naturvårdgallring, som är en metod under utveckling. Innan vi jämför dessa två alternativ ges en bakgrund om fri utveckling och hävd av skog med naturvärden.

**Fri utveckling och hävd över olika tidsrymder**  
Praktisk naturvårdsplanering utifrån rumsliga aspekter (bestånd/landskap/region) har utveck-

lats en hel del under senare år (Naturvårdsverket 2005, Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2005, Niklasson & Nilsson 2005). Tidsaspekten är emellertid sämre utvecklad och svårare. Problemet är att människor lever kort tid, är yrkesverk-samma ännu kortare tid och iakttar relativt korta tidsintervall i skogar, som utvecklas och ändras över mycket längre tid. Rådande paradigmen och kunskaper hinner ändras redan på 10–15 års sikt. Insikter om tidssammanhang i skogen kan

fås från bland annat studier av borkkärnor och utsågade kilar från träd – fascinerande studier har gjorts i bland annat Tyresta (tallskog) och Halland (ek- och bokskog) (Niklasson m.fl. 2005, Niklasson 2006).

I figur 3 presenteras en tidsmodell för naturvårdsförvaltning och fri utveckling av tempererade skogar, som vi strax ska återkomma till. Ett tidspann på cirka femhundra år krävs för att genom fri utveckling skapa naturskog med betoning på ”naturlig”. Flera viktiga trädslag i södra Sverige kan uppnå sådan ålder eller mer – främst tall, ek och lind. Dessa träd kan då också fånga koldioxid under lång tid. Riktigt gamla träd är avsevärt mer värdefulla än yngre. För till exempel gamla ekar ökar hål- och mulmbildning i stammen (viktigt för insekter och fåglar) då träden passerar en ålder av ungefär 250 år (Ranius m.fl. 2009). Trädens ålder har stor betydelse för förekomsten av värdefulla lavar (Ranius m.fl. 2008, Fritz 2009, Fritz & Brunet 2010). Trädkronan släpper igenom mer ljus i ett äldre än i ett yngre träd (Nock m.fl. 2008) vilket kan gynna ljuskrävande arter i och under kronan.

Det är svårt att närmare definiera naturskog (Box 1); olika författare framhåller succession, strukturer och mångfald (Sprugel 1991, Peterken 2001, Bradshaw 2005). Kimmins (2004) skriver att ”old-growth is one of the least well-defined terms in forest ecology” och en annan analys visade att det är svårt att sätta upp en entydig, precis definition (Hunter & White 1997). För Suserup Skov i Danmark uppskattades att fem tids- och successionsstadier i naturskogen i genomsnitt omfattade 284 år (Hahn & Emborg 2007). Förekomst av grova träd och död ved kan kvantifieras i naturskogar (Nilsson m.fl. 2002) och ger indikationer. I ”oskötta” skogar, jämfört med produktionsskogar, ökar artrikedomen av flera grupper (bl.a. vedskalbaggar och svampar) tydligt då de ”oskötta” bestånden haft fri utveckling i uppemot 150 år (Paillet m.fl. 2010). Jag föreslår att trädens (stammarnas) potentiella livslängd är ett (av flera) rättesnören vid definition av naturskog och vid fri utveckling.

I figur 3 listas olika former av direkt mänskligt nyttjande av skogen vid år 0, där vi hypotetiskt

tänker oss start av fri utveckling efter att till exempel åkerbruk eller bete upphört eller efter slutavverkning. Skissen avser områden i låglandet i tempererad zon, även utanför Sverige. Under tidsaxeln finns skogar som utvecklats fritt efter att de lämnats, det vill säga utan direkt mänsklig påverkan på trädsnittet (avverkningar).

Efter ganska omfattande informations- och litteratursök, där jag sökt skogar på minst 5 hektar där ingen avverkning skett på minst 300 år, finner jag bara ett enda väldokumenterat område som uppnått riktigt hög ålder, mer än 400 år: La Tillaie i Fontainebleau-skogen utanför Paris (Koop 1989, Pontaillet m.fl. 1998, Vera 2000, Mountford 2002). Detta skyddade skogsparti på 36 hektar (och ett intilliggande på 25 hektar) var länge kunglig jaktmark och man bedömer att inga avverkningar har gjorts sedan år 1372 (bild 5).

För den skogliga naturvärden i södra Sverige är bete/hävd intressant att kontrastera mot fri utveckling. Som alternativ till fri utveckling, som ofta skrevs in i skötselplaner för naturreservat med skog under 1980- och 90-talen, framhålls idag ofta traditionell hävd för skötsel av lövrika och andra skogar med naturvärden, till exempel genom avverkning och röjningar, betespåsläpp och hamling av träd. Även om begränsningar i de skogliga värdena uppkommer så gynnar sådan skötsel viktiga delar av den biologiska mångfalden. Träden kan eventuellt bli gamla i halvöppen miljö, då konkurrensen minskar och de inte så lätt faller i stormar.

Lagerlöf (2008) beskriver ett exempel på sådan hävdinriktning på en cirka 200 hektar stor fastighet, skogsdominerad med historiska spår i Roslagen. Föreslagna hävdåtgärder är sannolikt positiva för många arter, men följande citat är viktigt för vår diskussion: ”Att göra ingenting (i området) är förstås uteslutet eftersom vi har att göra med ett starkt människopåverkat landskap. Det vore att blunda för de mer än tusenåriga störningarna och de arter som hittat hit under denna tid. Fri utveckling i detta område är ett alternativ som inte leder till helhet och bevarande.” Det intressanta med citatet är att även om texten omfattar tidsaspekten, så saknas resonemang om succession och hur skogliga naturvärden skapas eller har





**Bild 5.** La Tillaie i Fontainebleau-skogen, ungefär sex mil söder om Paris, våren 2001. Namnet syftar på lind, men där finns idag få lindar. Beståndet på 36 hektar och ett närbeläget på 25 hektar har haft fri utveckling i uppemot femhundra år. Skogen hade skydd för kunglig jakt (det stora slottet Fontainebleau ligger intill) och blev senare omtyckt bland konstnärer, som försvarade den. Skogen domineras nu av bok, även om en del av den tidigare vanligare eken finns kvar.

Övre bilden visar att delar av gammal naturskog inte behöver se gammal ut – det delvis flerskiktade delbeståndet är cirka 40 år gammalt. Bilden är tagen i lövsprickningen i slutet av april. På marken växer stickmyrten *Ruscus aculeatus*, en låg städsegrön buske. Även järnek *Ilex aquifolium*, som klarar låga ljusnivåer, växer under bokarna.

Undre bilden visar en ljuslucka där en bok fallit i storm. En studie från år 2000 rapporterade 160 kubikmeter dödved per hektar i denna skog, det mesta från stormarna 1967, 1990 och 1999. Foto: Jean-Yves Pontailier.



skapats. Tidsperspektivet är nutid med backspegel och visar det starka intresset för historia i nutida svensk naturvård. Det landskap och de strukturer som eftersträvas på fastigheten var relativt vanliga i södra Sverige ännu i mitten av 1950-talet. (Det hade varit en bra tidpunkt att ta beslut om skydd och skötsel av liknande områden, då det fanns goda förekomster av arter som nu anses intressanta, men det är förstås inte konstigt att få sådana områden skyddades på den tiden).

Vad som i praktiken inträffade för 50–100 år sedan var att många markägare lämnade många små marginella bestånd och marker till igenväxning, alltså till fri utveckling. En stor del av våra tusentals små nyckelbiotoper i södra Sverige utgick antingen från öppen eller halvöppen lågproduktiv eller ”besvärlig” mark, med spontan igenväxning med många olika buskar och träd, till mer slutna

skogsstruktur. Hade inte detta skett, så hade vi heller inte idag haft många av de nyckelbiotoper som naturvården uppskattar.

I figur 3 har jag placerat in den ungefärliga positionen för nyckelbiotoperna på tidsaxeln. De kan således eventuellt utvecklas vidare mot naturskog (många drag av högkvalitativ naturskog saknas än). Alternativt kan de (aktivt) skötas för naturvård, på olika sätt. Jag har markerat ett antal svenska skogar som kan bedömas som ännu äldre och under naturvårdens beskydd (figur 3). Fler sådana, särskilt små fragment, går säkert att finna men de är mycket ovanliga i landskapet på friska, plana marker och fantastiska klenoder där fri utveckling bidragit till värden för ekologisk och kulturell/estetisk naturvård. För att finna tempererad skog utan avverkningar på mer än 300 år måste vi söka oss utanför landets gränser (figur 3).

Ovanstående bild måste dock kompletteras med det faktum att många nyckelbiotoper har spår av en tidigare hävd, till exempel med inslag av vidkroniga äldre lövträd (främst ekar) som förekommer i och kan missgynnas av mer sluten skogsmiljö. Således syns i nyckelbiotopernas och naturvårdsskogarnas struktur ibland eller ofta en kombination av gamla hävdspår och fri utveckling. Omfattningen av hävdspår i olika nyckelbiotopstyper är starkt beroende av hur hävd definieras (stenmurar och hackerör i barrskogar kan till exempel påverka utfallet mycket). Nyckelbiotoper som domineras av barrträd, björk, asp och sälg, sumpskogar och branter, alltså miljöer där vidkroniga ädellövträd är ovanliga, omfattade 2008 72 % av arealen av nyckelbiotoperna i södra Sverige (Svealand och Götaland; Skogsstatistisk årsbok 2009). Andelarna för nyckelbiotoper av övriga typer var 13,9 % för ädellövskogar, 9,7 % för lundar och lövängsrester, 2,3 % för hävdad ängs- och hagmark och 2,2 % för skogsbeten. Förekomsten av de olika typerna varierar kraftigt geografiskt i södra Sverige: Skåne, kusterna och gränzoner till uppodlade slättlandskap är exempelvis generellt rikare på ädellövträd (se kartor i Götmark m.fl. 2006).

Förutom svårigheterna att beakta (lång) tid både framåt och bakåt så tror jag att (ofta outtalade) värderingar och kulturell-estetisk naturvård är viktiga faktorer. Många tycker om eller fascinerar av slutstadier av fri utveckling (naturskog), men att acceptera tidiga stadier av igenväxning, från 0 till cirka 50 år i den fria utvecklingen är inte lika lätt. Associationer går till övergiven landsbygd, övergivna gårdar och betesmarker, försvunna människor, och en igenväxning som beskrivs med det negativa ordet "sly". Men framställs en skiss liknande den i figur 3 på ett pedagogiskt sätt med hjälp av bilder eller film, så tror jag att de flesta människor skulle ha förståelse för naturvårdsalternativet fri utveckling och dess olika stadier. Riktigt gamla naturskogar i tempererad zon är en stor bristvara. Samtidigt finns stora värden knutna till traditionell hävd av naturvårdsskogar.

En läsare av den här texten ställde en relevant fråga med anknytning till figur 3: Är då La Tillaie

”bäst”? Jag tror nästan alla kan skriva under på att en sådan skog är mycket värdefull – kanske särskilt för forskningen. Vad berättar skogen om succession och störningar? Vilka arter, förutom buskar och träd, finns där? Endast genom att skapa fler sådana bestånd och skogar kan vi besvara viktiga frågor som dessa. Boken har starkt missgynnade ekarna över tiden i La Tillaie, men på mer än fyrahundra år har ändå inte eken helt försvunnit. Jean-Yves Pontailler skriver (i e-brev) att bokens övertagande skulle kunna ändras av ”en hård storm eller av klimatförändringar” – en möjlighet är nämligen att bokar mer än ekar missgynnas av torka.

Ett krux är att samhällsförändringarna varit och kommer att bli stora under de långa tidsrymder som krävs för att utveckla naturskogar. Vi kanske inte kan upprätthålla beslut som tas idag, eller togs för femtio eller hundra år sedan, under en lång framtid (jfr Peterken 2001, sid. 361). Skogsmark säljs rätt ofta, vilket kan ställa till problem: för perioden 2009–2013 tänkte 15 % av de privata markägarna i landet att de skulle sälja sin fastighet, motsvarande en areal på 1,8 miljoner hektar skog (Flyckt 2008). Man kan på goda grunder argumentera för att i första hand staten genom lagstiftning ska säkra skog för fri utveckling, helst på statlig mark. Man kan samtidigt konstatera att många av de äldsta träden i södra Sverige finns på privata fastigheter som brukats av samma släkt under lång tid (t.ex. på gods i Östergötland och Kalmar län).

Låt oss närmare granska några längre studier av naturskogar. I en "old-growth forest" i Michigan, USA, med blandskog av hemlock *Tsuga canadensis* (en barrträdsart) och sockerlönn *Acer saccharum*, observerades bara mindre förskjutningar i trädslagens frekvens under 32 år (Woods 2000). En studie av 75 års fri utveckling gjordes i Lady Park Wood i sydöstra England, som skyddades av brittiska Forestry Commission 1940 (Peterken & Jones 1987, 1989, Peterken 2001, sid. 353). Skogen hade under många hundra år varit skottskog ("coppice") där klenved från stubbskott skördades periodvis, till exempel från hassel, ask eller ek (Bergendorff & Emanuelsson 1982, Ausden 2007, Emanuelsson 2009). Lady Park Wood hade

ett glest skikt av höga träd (s.k. ”standards”), som också skördades i rotation, men allt traditionellt brukande upphörde 1902. Senare gjordes enstaka huggningar, då partier togs upp. En rik trädflora fanns 1944 på relativt torr mark (även med rasbranter). På den plana marken slöts skogen successivt då träden växte på höjd och bredd, samtidigt som hjortbete eliminerade återväxten underifrån. I branterna däremot hölls strukturen mer öppen: träd med dåligt rotfäste föll lätt, och underväxten var rik.

Dessa förhållanden upprätthölls under drygt 25 år. År 1970 kom almsjukan, krontaket öppnades delvis upp och andra träd gynnades. Sommaren 1976 medförde svår torka som dödade många bokar, vilka tidigare hade skuggat beståndet. Hårda vindar i samband med snöfall på träden och gnagare bidrog senare till att möblera om bland träd och småplantor. Luckor uppkom, med ört- och gräsutveckling. Störst effekt hade torkan, då boken var på väg att bli dominant, men istället kom ask, lind och andra träd att gynnas.

Sannolikt hade svenska naturvårdare på besök innan almsjukan och andra störningar slog till klassat den slutna skogen som ”skog med intern dynamik”, det vill säga där bara eller främst inombeståndsprocesser skulle påverka (luckbildning). Men Peterken drog slutsatsen att inga skogliga modeller omfattade hela processen som dokumenterades, och som egentligen inte omfattade så lång tid. Han skriver ”succession is seen as an unpredictable process without a definite outcome” (Peterken & Jones 1987). Men detta kan eventuellt vara förenligt med rumslig variation i ett ”klimax-mönster” (Krebs 2009), alltså att strukturen i sena successionsstadier av naturskogar varierar beroende på till exempel den tidiga successionens utseende, topografiska faktorer och vad som inträffar under resans gång.

Nu kan man invända att Lady Park Wood är ett isolerat exempel och att förhållandena var speciella med torr mark, sjukdomar och hårda vindar. Men sjukdomar på träd kan komma att öka (alm, klibbal och ask är just nu angripna i södra Sverige), liksom extrema temperaturer och möjliga stormar. Stormar under vinterhalvåret ger en mer dramatisk effekt vid temperaturrehöjning; om det

inte finns tjäle i marken på vintern faller särskilt barrträden lättare, som under stormen Gudrun.

I Sverige finns långtidsstudier omfattande 77 år från Dalby Söderskogs nationalpark i Skåne, som etablerades 1918 (Malmer m.fl. 1978, Oheimb & Brunet 2007, och referenser däri). Området på 36 hektar hade då betats av tamboskap under lång tid, bland annat av hästar. En del större avverkningar gjordes 1914–1916, innan skyddsbeslutet. Ek var vanlig initialt bland de höga träden, och hassel och hagtorn i buskskiktet. Efter 1925 blev skogen successivt tätare och i mitten på 1970-talet hade ask och framförallt alm ökat rejält. I buskskiktet dominerade alm, medan hassel och hagtorn minskat avsevärt, och antalet kärlväxter hade minskat med 42 % (Malmer m.fl. 1978). Författarna skriver att det var ett misstag att inte hålla skogen öppen, men anser att det knappast finns något annat val än fortsatt fri succession (med bara små åtgärder). I en simuleringsmodell förutsäger Leemans (1992) fortsatt och ökad dominans av alm.

Vid en återinventering 2002 (Oheimb & Brunet 2007) konstateras att asken blivit det viktigaste trädet i det övre trädskiktet, efter en snabb expansion delvis orsakad av almsjukan (almar hade också avverkats). Författarna skriver dock att en ny trädinventering är önskvärd, och noterar förekomst av mindre ekar. De förutsäger fortsatt framgång för asken, men redan två år efter denna uppsats publicerats vet vi att askskottsjukan (orsakad av en svamp) kan påverka askens förekomst i södra Sverige i framtiden. Antalet örtartade växter minskade från drygt 200 till strax under 100 mellan 1925 och 2002, men de vedartade fanns i ungefär samma artantal. Sammansättningen av de förra hade förändrats, då ”mördarsniglar” (spansk skogssnigel) invaderat och bland annat konsumerat mycket av populationen av skogsbingel (se även Brunet & Oheimb 2008). Författarnas slutsatser om behovet av långtidsstudier, och om oförutsägbara förändringar i tempererade skogar med fri utveckling, påminner mycket om Peterkens (1987) slutsatser om Lady Park Wood tjugo år tidigare.

En annan värdefull långtidsstudie (70 år) finns av Vessers udde i Östergötland (3,6 ha) där hävd

(främst slätter) förbjöds 1922 och området fridlystes genom Rutger Sernanders initiativ, med tillträdesförbud (Kardell och Fiskesjö 1999). Området är rikt på träd och buskar (34 arter 1992) men växtarterna på de fasta provytorna minskade från 78 stycken till 26 under 70 år. Å andra sidan fanns 1992 mycket död ved: så mycket som 68 kubikmeter per hektar från 22 arter av träd och buskar, vilket sannolikt gynnat många svampar, insekter och andra organismer.

Ek och hassel hade funnits i området åtminstone sedan 1696. Hasseln tycks vara vinnaren i sen tid: mellan 1937 och 1991 ökade dess kron-täckning från 37 till 80 %, uppenbarligen på grund av minskad hävd efter fridlysningen. Hassel kan således öka under lång tid vid fri utveckling och bildar den ett rejält krontak kan den utesluta föryngring av träd. Slätter och/eller kreatursbete kan tidigare ha hållit hasseln i schack. Tvärtemot vad skogsskötselexperter och många naturvårdare skulle kunnat förutsäga eller gissa, så lyckades inte granen föryngras sig under perioden utan minskade i förekomst. Denna långtidsstudie hade inte kunnat genomföras utan naturskydd, fri utveckling och upprepade insatser av forskare med starkt intresse.

I Siggaboda naturreservat vid gränsen mellan Kronobergs län och Skåne tyder skogshistorien på i huvudsak fri utveckling sedan slutet av 1700-talet, då mycket tall och ek uppenbarligen höggs (Niklasson m.fl. 2002). Vid denna tid invandrade granen från norr (Lindbladh 2004) och i skogen utvecklades en blandning av bok och gran av hög ålder. Granens snabba expansion söderut underlättades troligen starkt av tamboskapens skogsbete på lövträd och skogsbrändernas minskning i södra Sverige (Lindbladh 2004). Stormen Gudrun i januari 2005 fällde mycket granskog i omgivningarna, men i den flerskiktade blandskogen i Siggaboda blev skadorna begränsade; bara 7 % av träden föll eller skadades (Bolte m.fl. 2009). Men torka 2006 och angrepp av granbarkborrar 2007 tog död på 19 % av gammalgranarna i reservatet. Boken har gynnats långsiktigt genom försämrade tillväxt för granarna mellan 1975 och 2006, vilket sätts i relation till klimatförändringar (Bolte m.fl. 2009).

I Jönköpings och Kronobergs län undersöktes 2006 effekter av stormen Gudrun i barrskogsdominerade biotopskydd (Grahn 2006), alltså relativt små naturvårdsskogar. Satellitbilder användes och stormluckor större än 0,2 hektar togs med. Av 776 hektar så blåste 27 hektar ned (3,5 %), men enstaka fallna eller skadade träd räknades således inte. I Ekprojektet (se avsnitt 4) och dess ekrika blandskogar föll ungefär nio träd per hektar i stormen (träd >15 cm i diameter). Lönn och särskilt ek var stormfasta, medan asp, gran och särskilt sälg föll lättare (Nyhetsbrev 5). De sydsvenska naturvårdsskogarna tycks klara sig bättre än produktionsskogarna i stormar, troligen delvis på grund av trädstrukturen. Samma slutsats redovisades för Suserup Skov och produktions-skogar i Danmark efter den hårda stormen 1999 (Hahn & Emborg 2007).

I Polen upprättades nationalparken Białowieża 1921; den stora lövrika låglandsskogen i östra Polen och Vitryssland omfattar idag skyddade kärnområden på 100 000 respektive 157 000 hektar. Mellan 1936 och 1992 inventerades provytor i den polska nationalparken ungefär vart tionde år, då alla träd över 5 cm i brösthöjd mättes (Bernadzki m.fl. 1998). Under perioden ökade de skuggtoleranta träden lind och avenbok, i viss mån även ask, på bekostnad av de flesta andra träd (förutom klibbal som också ökade).

Granens dokumenterade tillbakagång är intressant och diskuteras; den kan tidigare eventuellt ha gynnats av hårt viltbete på löv, men klimatförändringar kan vara en viktigare faktor. Granen kan ha gynnats under 1800-talet, som var kallare och fuktigare i Białowieża än 1900-talet. Plockhuggningar i skogen på 1800-talet kan ha varit lika viktiga som naturliga störningar (Bernadzki m.fl. 1998). Nationalparkens inplacering under tidsaxeln i figur 3 är osäker – kanske finns bara små delområden med lång fri utveckling, men skogen som helhet har förstås mycket höga naturvärden (Wesolowski 2005).

För att lära oss vad fri utveckling producerar för slags skogar behövs fler kunskapssammanställningar och uppföljande studier. Det är angeläget att sammanställa alla studier av sydsvenska naturvårdsskogar samt att välja ut och i fält följa och





**Bild 6.** Ottenby lund på södra Öland, rikt på ekar, juli 2007. Området betas relativt intensivt sedan länge av dovhjortar, vilket avspeglas i den nästan obefintliga trädförnyringen (avsaknad av småekar och andra träd). Detta skulle kunna tänkas vara ett "Frans Vera-landskap" (se text) där ekar och andra lövträd förnygras i taggbuskar som slån och hagtorn. Under några timmars vandring påträffades dock bara en enda sådan ek. Den nordligaste delen av lunden, där dovhjort ej förekommer, har en mer olikåldrig och flerskiktad skogsstruktur. Foto: Frank Götmark.

studera reservat med fri utveckling och annan naturvårdsskötsel i landet. Vera (2000) granskade femton europeiska skogsreservat där hävd och bete ("wood-pasture") upphört och finner slutna bestånd i dagsläget. Även om han anger skogarna som "representativa" (utifrån jordtyper) så anges inte hur de valts ut – de kan vara ett skevt eller missvisande stickprov. Urval av reservat för forskning bör ske på ett statistiskt godtagbart sätt (se Thorell och Götmark 2005 för ett stringent urvalssystem för studier av naturreservat i södra Sverige).

Att upprätthålla hävden av områden som under hundratals eller tusentals år formats av

traditionellt mänskligt brukande ger öppna, ljusa och varierade skogslandskap, värdefulla för såväl biologisk mångfald som friluftsliv och turism (Olsson 2008, Emanuelsson 2009). Det finns några europeiska områden med både hävd och sluten skog, och långtidsstudier – ett fascinerande sådant är New Forest i södra England (Peterken & Tubbs 1965, Putman 1986). Området är varken "nytt" eller främst "skog" – det är mestadels öppet och har betats av tamboskap och hjortar oavbrutet under så lång tid som 900 år. "Forest" hade ursprungligen betydelsen jaktområde för kung eller kejsare, och New Forest avsattes för detta syfte på 1100-talet.

New Forest är en stor allmänning som utnyttjas av tamboskapen. Totalt 27 500 hektar öppen mark och 10 000 hektar skog utnyttjades på 1980-talet av 2 500 hjortar, 3 500 ponnyer och 2 000 nötkreatur, med ett intensivt betestryck som följde. Vegetationen var starkt påverkad, och bilder från området påminner om afrikansk savann eller ännu mer ”snaggat”, vad gäller grässvål. Någon styrning för att upprätthålla ett trädskikt har knappt förekommit och Peterken & Tubbs fann att befintliga träd (bok, ek, järnek m.m.) etablerades under tre perioder: 1650–1750, 1860–1910 och 1930–1945. Under dessa perioder minskade betestrycket och den första perioden var ett försök till skogsbruk, den andra sammanföll med att kronan reducerade sitt innehav av hjortar för jakt, och den tredje med lågkonjunktur och krig, då tamboskapen minskade. Sålunda kunde träd komma upp, men med tiden blev bestånden snabbt enskiktade, med gamla träd utan förnyring. På många platser fanns endast bar jord under träden på 1980-talet.

Chris Mann undersökte hur utslutningar av de betande djuren påverkade trädskiktet i New Forest (se Putman 1986, sid. 149–155). Han etablerade två hägn om vardera 5,5 hektar i ek/boskog, ett utan betande stora djur och ett med i genomsnitt en dovhjort per hektar, vilka följdes under en femtonårsperiod. Efter sex år fanns 106 träd per hektar i det obetade hägnet och 125 i det betade; efter femton år fanns 250 respektive 188 ”mature trees” per hektar, så lite fler kom upp i det obetade hägnet. Men vid denna tidpunkt fanns skaplig återväxt av småträd i det obetade hägnet (6 600 per hektar) medan sådana helt saknades i hägnet med låg hjorttäthet.

För ytterligare studier av betets inverkan i New Forest, se Mountford och Peterken (2003), som även rapporterar att bok missgynnas mer av torka än ek i området. Författarna föreslår bland annat ett betestryck på 0,15 ponnyer och 0,3 nöt per hektar för att gynna viss trädförnyring.

Det tycks således vara ganska lätt att styra återväxten av träd genom hägn och stängsling, med kunskap om djurtätheter och deras effekt. Men vid mycket hög täthet av betesdjur tycks inte Veras idéer om trädförnyring i taggig buskvegetation få

stöd: djuren i New Forest eliminerade buskar som slån, hagtorn och även björnbär, troligen genom att de åt små fröplantor och genom att ljung brändes.

En liknande stark effekt av intensivt bete kan iaktas i Ottenby lund på södra Öland (bild 6). Ekföryngring saknas i stort sett i hela den del av lunden som utnyttjas av dovhjortar, på kungligt uppdrag. I en engelsk skog visade Pigott (1983) att ek, men inte björk, förnygras i skog om fåren utestängs därifrån.

Hjortar som genom historien betat för kung och kejsare, och tamboskap, behöver dock inte medföra stark öppenhet och avsaknad av trädförnyring som i New Forest. Białowieża-skogen i Polen och Vitryssland är ett exempel på detta, där många stora träd, betande stora djur, rovdjur och människor funnits sedan länge (för en fascinerande och detaljerad studie av de stora däggdjuren, se Jedrzejewska & Jedrzejewski 1998). I naturvårdssammanhang är både New Forest och Białowieża unika genom sin storlek, med extra värden och möjligheter för ekologisk och kulturell/estetisk naturvård.

### Plus och minus för skötselalternativen, situationen idag, samt ett förslag

Om man kan peka på problem med traditionell hävd i naturvårdsskogar så kan man på samma sätt peka på problem med fri utveckling. En genomgång av fördelar och nackdelar med de två alternativen presenteras i tabell 1 i form av argument (kritik), motargument och åtgärd/kommentar. Med hävd avses främst bete i halvöppna miljöer (naturbetesmarker med spridda träd), skogsbete (kröntäckning mer än ca 50 %), hamling, och småskalig slätter. Frihuggning av vidkroniga ädellövträd räknas in om det kombineras med hävd (främst bete och hamling), annars ligger åtgärden närmare naturvårdsgallring. Som framgår av tabellen finns ett antal invändningar och ett antal plus för vardera alternativ; tabellen kan underlätta målbeslut för naturvårdsskogar i ett landskapsammanhang.

Vi behöver använda oss av både fri utveckling och hävd – viktiga underlag är artinventeringar (om de finns), skogsstruktur (träds slag, diameter,

**Tabell 1.** Naturvårdsskötseln för löv- och blandskogar diskuteras ofta. Det är viktigt att se fördelar och nackdelar med alternativen. På denna och nästa sida presenteras och diskuteras de två alternativen fri utveckling och hävd, med hjälp av kritik och försvar ("Motargument"). Argumentationen följs av "Åtgärd/Kommentar" som en extra hjälp. På detta sätt kan man finna utvägar och se möjligheter, och förhoppningsvis undvika låsning i favorithypoteser eller negativ inställning till något alternativ. Naturvårdsgallring behandlas i detalj längre fram i rapporten.

## Fri utveckling i naturvårdsskogar i södra Sverige?

Kritik	Motargument	Åtgärd/kommentar
1. Skogen kommer att utesluta ljuskrävande arter då igenväxning startar eller fortgår.	Det motverkas av hävd och naturvårdsgallring i andra områden. Skuggiga naturskogar är också värdefulla.	Beakta landskapet, skapa variation på landskapsnivå. Följ arters reaktioner på alternativ skötsel.
2. Skogen kommer att vara sluten och mörk under lång tid.	Det vet vi inte – beror på stormfällning, om träd dör av sjukdomar, angrepp och andra störningar.	Undersök luckighet i nya och gamla skyddade skogar med fri utveckling.
3. Även efter 500 år är det mörkt, då skuggtoleranta träd (gran och ädellövträd utom ek) gynnats starkt.	Se 1 och 2. Efter 200–300 år har många av träden uppnått åldrar som gör att de börjar falla och luckor skapas. Skugga är inte bara negativt, givet klimatförändringar.	Se 1 och 2.
4. Det finns många ekbestånd i södra Sverige, och eken skulle missgynnas av igenväxning.	Ja, men hävd och naturvårdsgallring finns också. Fri utveckling kan skapa grov dödved av ek och eken försvinner inte helt i bestånd.	Ekens existens avgörs av trädslagssammansättningen på plats och störningar. Fri utveckling av bara 30 % av igenväxt areal föreslås (Ekprojektet).
5. Det finns en stor risk att värdefulla kulturhistoriska miljöer försvinner.	Hävd sker samtidigt på andra platser. Vid fri utveckling finns många spår kvar, de kan ses under lång tid, och skyddad naturskog är ett biologiskt kulturarv och en brist.	Undersök kulturhistoriska spår i våra äldsta naturliga skogar i södra Sverige (bestånd, trädslag, strukturer berättar).
6. Folk trivs inte i täta skogar, därav uttrycket "Dra åt skogen" (Kardell 1987). Hävdade kulturlandskap däremot lockar många människor.	Skogarna ska kunna besökas via stigar och leder, och ingå i "Värna-Vårda-Visa". Med tiden skapas produkter som Söderåsens nationalpark och Siggaboda naturreservat, med stora träd och grova lågor.	Undersök besöksförekomst i nuvarande sådana skogar, potentialen att öka besök och information; lär av andra länder. Sverige har en "image" av vildmark utomlands; många turister besöker södra Sverige.
7. Tiden för att uppnå de högsta värdena är mycket lång – vi kan inte veta om ett område faktiskt får utvecklas fritt så länge.	Sant, men det är kostnadseffektivt och värden skapas på vägen. Miljöbalken, pedagogik och information är viktiga instrument.	Förebygg för säkert framtida skydd, undersök EU:s regelverk, internationella konventioner, nyttja Värna-Vårda-Visa.

Tabell 1, forts.

## Traditionell hävd i naturvårdsskogar i södra Sverige?

Kritik	Motargument	Åtgärd/Kommentar
1. Om tamboskap får beta i skogen missgynnas lövföryngringen, som på 1800-talet, då mycket löv försvann på utmark och vi fick mer barrträd.	Vi skapar delområden utan eller med mindre bete. Även klövvilt kan uteslutas vid behov, periodvis. Planera för lövföryngring i och utanför området.	Följ upp föryngring under bete och i hägnade områden i förvaltning och forskning. Lövträden ökar idag (se avsnitt 5).
2. Hävden medför minskad dödvadsmängd och missgynnar arter knutna till dödvad. Kapad ved tas ofta ut (estetiska skäl) eller får bekosta åtgärder.	Allt kapat virke måste inte sparas, en del kan tas ut. Död ved sparas på estetiskt och pedagogiskt smarta sätt, var innovativ. Närliggande områden har mer död ved.	Undersök folks acceptans för olika sätt att arrangera dödvad (t.ex. snygga virkeshögar, grenkvistade stammar, separata rishögar).
3. Vi kan inte återskapa försvunna landskap och få dem funktionella idag (Peterken 2001, sid. 7).	Det kan vara kört för vissa arter, men en stor grupp arter av örter, gräs, insekter och fåglar gynnas.	Restaurering och uppföljning av alternativ skötsel viktig – en del kunskap finns (Biodiverse nr 2, 2008).
4. Det är omöjligt att veta vilken tidsepok som ska återskapas – vissa vill t.o.m. gå tillbaka till pleistocen (Donlan m.fl. 2005).	Detta avgörs genom (1) analys av artsammansättningen och grad av hot, samt (2) kulturella beslut (Caro m.fl. 2005).	Förändringar i samhälle och tidsanda bestämmer delvis; forskning om estetik och naturvård är nyttigt.
5. Det är dyrt med hävd och restaurering för tamboskap i skogar, därför bör djuren främst styras till de hotade öppna naturbetesmarkerna.	Hävden kan avse halvöppen skog, som inte varit övergiven länge, eller har öppenmarksflora kvar; traktvis saknas öppna naturbeten av god kvalitet.	Utred kostnaderna, förbättra inventeringarna av sluten/halvöppen skog, inkludera data för öppna naturbeten, samt beakta fri utveckling (se avsnitt 6).
6. Det är bättre att inte hugga några träd – fri utveckling och tillväxt är en kolsänka under 800 år (Luyssaert m.fl. 2008).	Hävden avser marker med i regel mindre än 50 % krontäckning; Sverige har stor skogstäckning och hävdad skogsyta är liten.	Mer utredning av olika skogsbruksformer och deras effekt på kollagring, se även punkt 5.

täthet, täckningsgrad, död ved) och landskapet med nuvarande biotoper. Det är viktigt att känna till att i södra Sverige finns 22 % (70 000 ha) av arealen av ädellövskog på markslaget bete (Riksskogstaxeringen, avsnitt 5). Enligt tabell 5: 11 i Skogsstatistisk årsbok 2008 utgör ädellöv cirka 19 % av alla träden på naturbetesmark. Ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004 (Jordbruksverket 2005) omfattade 301 348 hektar, varav

270 126 hektar ansågs värdefulla. För 2008 redovisas 457 700 hektar betesmark ("ej åker") men urvalsgrunderna är uppenbarligen annorlunda; till exempel ingår "outnyttjad betesmark, ospecificerad betesmark" (Jordbruksverket 2009). Drygt 95 % av arealen för 2002–2004 låg enligt rapporten i södra Sverige, vilket även för dessa marker visar skillnaden i natur på ömse sidor om limes norrlandicus.



Dessa data visar också att vi har ungefär lika mycket, eller troligen något mer, ängs- och betesmark än ädellövskog som den definieras av lagtexten (238 000 ha, se avsnitt 5). Fördelningen mellan ängs- och hagmarker (betesmarker) och ädellövskog i södra Sverige, i landskap, och i "objekt", bör vara en utgångspunkt vid skötselplanering för biologisk mångfald i naturvårdsskogar. Att "planera landskap" är inte lätt i södra Sverige, med många inblandade markägare, men inom naturvården är nog alla överens om värdet att tänka i både liten och stor skala.

För att närmare analysera och ge förslag på naturvårdsskötsel behövs geografiska data om nuvarande skogsstruktur och skötsel av naturvårdsskogar, både skyddade och (lagligt) oskyddade sådana. Tyvärr saknas digitala skötseldata för södra Sverige, till exempel skogsbruksplaner med målklassning och utförda åtgärder och skötselplaner på länsstyrelser. Sveaskog har börjat lägga ut skötselplaner för sina Ekoparker på internet ([www.sveaskog.se](http://www.sveaskog.se)). En grövre analys av skogarna redovisas i avsnitt 5.

Det är svårt att ge kvantitativa riktlinjer för skötselalternativen för sydsvenska skogar med naturvården, men inte omöjligt. För sådana skogstyper, undantaget sluten blandskog med ek (ca 20–70 % ek, se avsnitt 4) föreslår jag att minst 50 % av arealen avsätts för fri utveckling med minimala skötselåtgärder. Ett viktigt skäl till detta är tidsaspekten: sätts inte ribban högt är det troligt att målet (naturskog) bara nås av ett fåtal bestånd, eftersom samhällsförändringar och nya inriktningar på aktiv skötsel eliminerar eller förändrar många ostörda bestånd under resans gång, som är lång (se även avsnitt 6).

Jag föreslår vidare att då möjligheten finns, avsätt ungefär hälften av arealen för fri utveckling och hälften för aktiv skötsel som till exempel hävd, vilket underlättar utvärderingen av naturvårdsskötseln (Arcese & Sinclair 1997).

Landskapet har nämnts flera gånger ovan. Låt oss återvända och undersöka i vilken mån naturvården i södra Sverige har lyckats skapa stora skogsområden för biologisk mångfald och andra värden.

### Storområden för skoglig naturvård

Stora naturvårdsskogar erbjuder fler möjligheter i skötseln än små skogar, genom att större arealer med olika skötsel kan skapas/avsättas om det bedöms vara värdefullt. Möjligheterna är bättre för arealkrävande arters överlevnad, till exempel hotade fåglar och andra glest förekommande arter. Artskötsel kan få större spelrum om det finns stark grund för att sköta skogen för enstaka art(er).

Ett exempel är den vitryggiga hackspetten, med många skogliga åtgärder i norra delarna av det område som behandlas här (Åtgärdsprogram på internet, Naturvårdsverket). Fram till och med 2008 har totalt cirka 2 400 hektar skog skötts för att gynna vitryggig hackspett, genom granuthuggning, bränning och ringbarkning (Ulrika Sjöberg, i e-brev).

Att sätta en storleksgräns för ett bra "storområde" för skoglig naturvård är svårt. Redan då vi passerar några tiotals hektar ökar sannolikt "kvalitet för biologisk mångfald per hektar", även om naturvårdsskogen är isolerad. Naturskogar på några hundra hektar innehåller flera tusen arter, men mera krävande, glest förekommande arter gynnas troligen först då man passerar en gräns kring tusen eller några tusen hektar. Denna effekt uppstår också genom att det finns biotopvariation, till exempel skog med olika fuktighetsgrad och öppnare miljöer i ett sådant storområde (bild 7). Niklasson & Nilsson (2005, sid. 293) diskuterar djärva mål: att avsätta skogliga naturlandskap på 10 000–100 000 hektar, som skulle närma sig Białowieża i storlek.

Sveaskog har i södra Sverige en nedre gräns på ungefär 1000 hektar för sina Ekoparker. Naturvårdsverket anger att nationalparker ska omfatta landskapsavsnitt på normalt minst 1000 hektar. I tabell 2 har jag sammanställt storområden för naturvård och skoglig naturvård i södra Sverige, alltså områden där mer än ungefär 1000 hektar naturvårdsskog ingår. Områden kan ha förbisett och listan är en grov inventering; jag har till exempel inte gått igenom alla värdetrakter (Box 1) som länsstyrelserna upprättat.

De 31 storområdena i tabell 2 varierar i storlek (ca 1000–58 000 ha) och i drygt tjugo av dem

**Tabell 2.** "Storområden" på mer än cirka 1000 hektar med skoglig naturvård som viktig del i södra Sverige, dvs. söder om limes norrlandicus (figur 1).<sup>1</sup>

Område	Typ	Areal (ha)	Produktiv skog (ha)	Län
1. Eklandskapet (värdekärna ek/ädellöv 4970 ha)	Värdetrakt	58600	38000 <sup>2</sup>	Östergötland
2. Östra Vätterbranterna (naturvärdesobjekt 2270 ha; 20% av 23 000 ha med >30% lövinslag)	Värdetrakt <sup>3</sup>	43000	23000	Jönköping
3. Mittlandsskogen (45% ädellöv, 30% övrigt löv, 15% planterad barr, 5% hassel, lite avenbok, av 10000 ha)	Värdetrakt	14000	10000	Kalmar
4. Hornsö (NO 6%, NS 34%, PF 49%, PG 0%; naturreservat 11% eller 1023 ha)	Ekopark, NR	9200	8200	Kalmar
5. Store Mosse	NP	7369	1098	Jönköping
6. Kinnekulle (36% lövskog av skogen, 1564 ha betesmark, både öppna och skogsbeten)	N2000	7125	3049	Västra Götaland
7. Halle- och Hunneberg (Ekopark: NO 6,5%, NS 19,5%, PF 41%, PG 33%; NR, randlövskog 1174 ha)	Ekopark, NR	6533	4800	Västra Götaland
8. Böda (NO 2%, NS 19%, PF 49%, PG 0%)	Ekopark, NR	5800(?)	5400	Kalmar
9. Ringsö-Långö-Hartsö	NR	5167	1291	Södermanland
10. Florarna	NR	5139	3166	Uppsala
11. Tyresta (ca 90 ha hävdade 1994–2002, främst bete)	NP & NR	5000	3500	Stockholm
12. Bästeträsk	Planerad NP	5000	ca 1200	Gotland
13. Gotska Sandön	NP	4464	3118	Gotland
14. Sandsjöbacka	NR	4218	3186	V:a Götaland/ Halland
15. Färna (NO 24,5%, NS 37%, PF 29%, PG 10%)	Ekopark	4004	2800	Västmanland
16. Nynäs	NR	3823	2101	Södermanland
17. Kilsbergen (NO 25%, NS 29%, PF 30%, PG 16%)	Ekopark	3700	3200	Örebro
18. Tresticklan	NP	2904	1963	Västra Götaland
19. Hall- Hangvar	NR	2887	1918	Gotland
20. Svartedalen	NR	2730	2355	Västra Götaland
21. Norra Lunsen-Kungshamn-Morga	NR	2507	1703	Uppsala
22. Vättlefjäll	NR	2463	1965	Västra Götaland
23. Skokloster	NR	1806	1195	Uppsala
24. Hågadalen-Nåsten	NR	1754	1157	Uppsala
25. Omberg (NO 11%, NS 47%, PF 42%, PG 0%)	Ekopark/NR	1700	1500	Östergötland
26. Söderåsen (granfri utveckling, plantering ädellöv, röjningar på minst 1070 ha, bete på 60 ha)	NP	1625	1517	Skåne
27. Raslången (målkoder ej färdiga)	Ekopark	1500	1300	Skåne/Blekinge
28. Tiveden	NP	1351	1090	Örebro
29. Norra Vättern (NO 32%, NS 60%, PF 8%, PG 0%, bränning, stor del)	Ekopark	1228	1000	Örebro/Västra Götaland
30. Ridö-Sundbyholms-arkipelagen (NO 21%, NS 79%, PF 0%, PG 0%, en del bete)	Ekopark	1200	900	Västmanland
31. Biskopstorp med Vapnö mosse (granfri utveckling 700 ha, fri utveckling 40 ha, bete 300 ha)	NR	1100	900	Halland

<sup>1</sup> Uppgifter från internet; främst länsstyrelsernas hemsidor, Naturvårdsverkets hemsida, Kartverktyg för skyddad natur, och Sveaskogs hemsida. Områdena är valda utifrån areal skyddad skog, kända skogliga naturvärden och/eller omfattande naturvårdsansträngningar där skogen också är i fokus. Listan är inte fullständig och särskilt områden under 2000 hektar kan ha förbisetts. NR = naturreservat, NP = nationalpark, N2000 = Natura 2000, Värdetrakt, se Box 1. Båtfors och Färnebofjärden är två viktiga skyddade områden och del av värdetrakt vid Nedre Dalälven, men de ligger delvis norr om limes norrlandicus.

<sup>2</sup> Grov skattning.

<sup>3</sup> Biosfärkandidatområde (arealen har nu utökats), siffrorna baseras på en rapport från 2004.



**Bild 7.** Fyra sydsvenska landskap med mer eller mindre skog, med variation i historia och nuvarande naturvårdsskötsel och förvaltning.

Tyresta nationalpark på cirka 5000 hektar har långt tillbaka en historia av bränder (många orsakade av människor) och sannolikt viss vedtäkt och utmarksbete. Mindre delar eller småpartier kan ha haft fri utveckling under flera hundra år – det äldsta trädet som påträffades i en brandhistorisk undersökning var 435 år (Niklasson 2006). Även vid fri utveckling och brandbekämpning inträffar bränder, såsom den dramatiska branden i nationalparken i augusti 1999. Tidigare hade en stor brand inträffat 1914. Brandområdet från 1999 ingår inte i bilden, men området på nedre delen av bilden brann 1914, vilket kan skönjas i det något högre lövinslaget där. Foto: Rolf Löfgren.

Bästräsk på norra Gotland 2006, en planerad nationalpark på cirka 5000 hektar. Området innefattar Gotlands största sjö (Bästräsk) på drygt 700 hektar. Skog (främst tallskog) finns, men landskapet är naturligt halvöppet och mosaikartat, genom förekomst av våtmarker och alvarmarker med tunt jordtäckte, vilket bidrar till hög artrikedom. En del gran har huggits tidigare (Arne Pettersson, muntl.). Foto: Rolf Löfgren.





Söderåsens nationalpark från ovan, hösten 2007. Fotot är taget mot öster och visar Korsskär, där tre raviner möts – dalen som går åt vänster mynnar i Skåralid (se Fiskesjö & Sandbring 2009 eller karta på nationalparkens hemsida). Bilden visar restaurerade områden där gran avverkat, dels som hyggen (två till vänster) och dels som uppkommande björkskog. Totalt 512 402 plantor av ädellöv sattes 2003–2006 på hyggen och i ungskogar, där björken nu successivt tas bort. Högskogen består mest av bok. Den öppna ytan är åkern vid Liagården, centralt i parken. Lite granskog finns kvar längst bort till höger. Bakgrunden visar det relativt lövrika skånska landskapet. Foto: Bertil Hagberg/Sesamphoto.

Avsnitt från Östra Vätterbranterna med byn Öland. Landskapet är ett exempel på mosaikmarker, med hävdade miljöer (åker/vall, naturbetesmarker, hamlade lindar nära byn) och skog med relativt stort lövinslag. Nötboskap syns längst ned till vänster, men området betas mest med hästar. Kullen bakom byn sköts genom naturvårdsavtal och där finns skogsbete, brantmiljöer med hamlade träd och värdefulla bryn. Byn Öland skiftades 1839, men uppenbarligen utan utflyttningsvång. Foto: Jönköpings kommun.

förekommer även virkesproduktion, om än i klart mindre grad än i ett ”vanligt” skogslandskap.

De 31 områdenas sammanlagda yta är cirka 220 000 hektar och grovt räknat är cirka 140 000 hektar produktiv skogsmark. Går vi ett steg längre och summerar arealer med höga skogliga naturvärden i storområden blir siffran ungefär 75 000 hektar. Dessa siffror är grova skattningar och en fördjupad studie bör genomföras. Som framgår senare (avsnitt 5) är detta en liten del av skogarna med höga naturvärden i södra Sverige. Således är naturvårdsskogarna här starkt uppsplittrade i små värdekärnor (Box 1) såsom formellt skyddade områden, nyckelbiotoper och NS/NO-bestånd.

Det största sammanhängande (lövrika) skogsområdet med höga naturvärden i södra Sverige är uppenbarligen den ungefär 10 000 hektar stora Mittlandsskogen på mellersta Öland, med stora värden för biologisk mångfald (<http://www.lansstyrelsen.se/kalmar>). Här liksom på många andra håll i södra Sverige påverkas försöken att skapa ett storområde för skoglig naturvård av en uppsplittrad fastighetsstruktur, med många privata och andra markägare.

Sveaskog har avsatt nio storområden (Ekoparker) på 1 200–9 200 hektar, med stor andel skogsmark (tabell 2). Att skapa storområden kräver ofta naturvårdsrestaureringar i skötseln, eftersom produktionskog, jordbruksmark eller annan mark behöver styras över mot skoglig naturvård.

Förutom Sveaskogs satsningar finns en rad andra lovvärda restaureringar: ett exempel är länsstyrelsens arbete i Halland med att skapa naturreservatet Biskopstorp om cirka 1000 hektar (Bengtsson 1999b, Länsstyrelsen 2009a). Bestånd och fragment av lövskog binds här samman genom granavverkningar så att större sammanhängande värdefull lövskog kan skapas.

Ett annat exempel med likartat arbete är Söderåsens nationalpark i Skåne (Länsstyrelsen 2009b). Även här har gran avverkats, följt av omfattande lönplanteringar. Mer än en halv miljon plantor av ädellöv har satts, mest ek (290 425 ekar, 171 875 bokar, 25 500 avenbokar, 17 350 lönnar, 4 850 askar, 1 682 lindar och 720 sötkorsbär – se vidare Fiskesjö 2006 och Fiskesjö

& Sandbring 2009, för beskrivning av arbetet). I Östergötland pågår ett större arbete för att bland annat knyta samman naturvärden i Eklandskapet söder om Linköping, med (uppsplittrade) koncentrationer av gammelekar (Länsstyrelsen 2009c, Ek & Johannesson 2005, Johannesson & Ek 2006).

Även om mycket av arbetet i dessa exempel handlar om skydd och restaurering över stora arealer, så måste beslut fattas på beståndsnivå eller på annat sätt om avvägningen mellan fri utveckling av skogen och skötselalternativ som traditionell hävd, naturvårdsgällring och andra åtgärder. Vid formellt skydd bestäms detta när syftet med området beslutas, samt genom skötselplan, naturvårdsavtal eller liknande dokument.

I de gröna skogsbruksplanerna och i Sveaskogs arbete sker en avvägning genom målkoderna (NO, NS, PF/K, PG). För de åtta Ekoparkerna i tabell 2 har jag beräknat medelvärden för målkoderna per område till 16 % NO, 41 % NS, 31 % PF och 7,1 % PG (data även från Peter Bergman).

I Östergötland fanns totalt 18 000 hektar ekvärdekärnor i värdetrakterna 2005 och 94 % av arealen bedömdes ha uppkommit från ett betes- och slätterlandskap. Cirka 40 % betades 2005 och resterande areal var igenväxt, ”mer eller mindre sluten” (Johannesson & Ek 2006). Cirka 1 100 hektar (6 %) ansågs inte lämplig för hävd 2005 (t.ex. ekbranter, ek-tallskog). Länsstyrelsens etappmål till 2015 är att beta cirka 66 % av arealen. Tommy Ek (i e-brev) framhåller att alla 94 procenten bör hävdas, men att hävden oftast bör ske på ett mosaikartat sätt där vissa delar lämnas orörda – detta gäller blockiga och fuktiga partier samt många slutna partier där betespräglade träd eller buskar saknas.

Innan vi går vidare och granskar vad Riksskogstaxeringen avslöjar om skogen i södra Sverige presenteras i avsnitt 4 naturvårdsgällring som ett tredje skötselalternativ. Peterken (2001, sid. 317) urskiljer ”natural woodland” (fri utveckling), ”traditional management” (hävd) och ”designed management” för ”speciell skötsel” (arter, forskning, undervisning). Naturvårdsgällring och liknande metoder har vuxit fram efter mitten av 1990-talet (Peterkens bok skrevs innan dess).



### Sammanfattning

Naturvårdsskogar behöver en solid grund för naturvårdsskötseln, både för ekologisk och kulturell/estetisk naturvård, men utvärderingen av olika skötselformer är begränsad. Mycket praktiskt naturvårdsarbete utförs dock av länsstyrelser, skogsstyrelser, bolag och privata markägare, baserat på rekommendationer om naturvårdsskötsel. Dessa utgår från skogstyp och kunskap/antaganden om arters förekomst och reaktion.

Ett skötsel förslag utgår från begreppet intern dynamik, vilket dock är oklart. Det kan ersättas med begrepp som luckdynamik (luckbildning genom att träd dör/faller) och självgallring. Intern dynamik föreslås även karaktärisera bestånd med skuggtoleranta trädslag, som gran och bok, och sådana skogstyper skulle bäst lämpa sig för fri utveckling. Det saknas dock studier som visar att en (försiktig) öppning av kronskiktet som helhet är negativt för arterna i skogar med skuggtoleranta trädslag. För särskilt löv- och ekbestånd med kulturspår och arter knutna till tidigare mer öppen skog föreslås ofta traditionell hävd, främst bete. Kulturspår som indikerar en tidigare mer öppen skog finns dock ofta även i barrskogar med naturvärden, som skulle kunna berikas av att öppnas upp.

På basis av nuvarande kunskap är alternativet fri utveckling, traditionell hävd och naturvårdsgallring möjliga och relevanta för i stort sett alla skogstyper. Tillsammans kan de gynna biotopvariation, men gränsvärden bör sättas så att inte någon skötselform elimineras eller starkt reduceras. Finns starka skäl för särskild skötsel för enstaka hotad(e) art(er) bör detta beaktas.

För trädslag som ek, lind och tall krävs tidsspann på uppemot 500 år för att skapa naturskog av hög kvalitet. Det råder extrem brist på sådana av människan mer eller mindre orörd skogar – endast ett fåtal tempererade bestånd på mer än fem hektar existerar i Europa (undantaget branter och alpina skogar). Många nyckelbiotoper har haft fri utveckling i cirka hundra år och enstaka andra små bestånd i södra Sverige är drygt tvåhundra år gamla och relativt orörda.

De långtidsstudier som finns av fri utveckling i tempererad skog visar stora förändringar i träd-

skikten över relativt kort tid (50–100 år) och ofta en oförutsägbar utveckling, till exempel genom att sjukdomar drabbar träd. Studier av traditionell hävd visar att tamboskapsbete med hög djurtätthet kan eliminera lövträdens föryngring, men då betetrycket minskar kan föryngring ske.

Argumenten för och emot fri utveckling, och för och emot traditionell hävd, kontrasteras i tabell 1. Mitt förslag är minst 50 % av arealen av naturvårdsskogar (lokalt, regionalt) avsätts för fri utveckling. En relativt hög nivå behövs, då samhällsutvecklingen över långa tidsrymder riskerar att reducera denna areal (konflikter och krig, nya idéer om skötsel, skogar med Gröna planer som inte är bindande över tid). För ekriska blandskogar (20–70 % ek) föreslås siffran för fri utveckling sätts lägre: 30 % av arealen.

Skogar med fri utveckling är viktiga för att skapa ostörda referensområden och för att utvärdera naturvårdsskötseln – ett sätt är att inom områden avsätta ungefär lika delar av aktiv skötsel och fri utveckling (50/50-regeln).

Naturbetesmarker med ekonomiskt stöd för bete omfattar idag större areal än ädellövskogen, som är viktig för skogligt artbevarande. Det kan därför vara bättre att hävda andra skogar än ädellövskogar eller hävda andra övergivna halvöppna marker. Ädellövskog utnyttjas även för produktion, om än i liten omfattning.

En genomgång av 31 storområden för skoglig naturvård (>1000 ha, tabell 2) visade att huvuddelen av naturvårdsskogarna i södra Sverige består av små uppsplittrade bestånd, att intensiv aktiv skötsel (traditionell hävd, avverkningar för att gynna lövträd) sker i en rad storområden, samt att det största sammanhängande storområdet med (löv-)skog är Mittlandsskogen på Öland.

#### 4. Naturvårdsgallring – en ny form av kompletterande naturvårdsskötsel

##### Bakgrund

Svenskt skogsbruk baseras starkt på trakthyggesbruk, markberedning, plantering med barrträd och skötsel för enskiktade bestånd som avverkas med cirka 50–100 års intervall (Skogsstyrelsen 2005; se Rytter 1998 för löv- och blandbestånd). Alternativa metoder, förutom så kallad naturlig föryngring (spridda fröträd, främst tall), är ovanliga. Annorlunda brukande för produktion med forskningsbaserade metoder förekommer i till exempel Danmark och Tyskland, med ”naturnära skogsskötsel” baserad på plock- och gruppuggning (Stanturf & Madsen 2005). För brittiskt fokus, men ändå en bred översikt, se Matthews (1991).

Med utgångspunkt från Nordamerika beskriver Nyland (2002) olika metoder anpassade till en lång rad beståndstyper. I lövrika delar av USA brukas inte skogen ”rationellt”, eftersom marken ofta har högre värde för annat nyttjande än skörd av (befintligt) virke, främst exploatering av olika slag, till exempel fritidshus. Således dominerar plockhuggning (raka fina stammar) utan föryngringsåtgärd på privat mark över stora områden med lövdominerad skog i östra Nordamerika (Kittredge m.fl. 2003). Stark efterfrågan på biobränsle kan förändra situationen.

USA är särskilt intressant för forskning om tempererad skog, då där finns en lång och stark tradition av skogsforskning som utgår från såväl grundläggande ekologi (t.ex. naturliga störningar, teorier om succession, modeller för skogsutveckling, faktorer som bestämmer biologisk mångfald) som från virkesproduktion. Majoriteten av alla publicerade engelskspråkliga vetenskapliga artiklar om skog kommer från studier i USA eller är utförda av amerikaner.

Även i Kanada finns avancerad och omfattande skogsforskning. De sydöstra delarna är relevanta för denna rapport, då skogen liknar den i södra Sverige; ekarnas utbredning omfattar till exempel södra Kanada. Men det finns även andra länder med liknande skogsstruktur som Sverige – Japan är ett exempel, med ökande skogsforskning (översikt i Nagaike m.fl. 2005).

I många områden (t.ex. västra Nordamerika, Nya Zeeland, Sydafrika, Japan), bedrivs omfattande barrskogsbruk liknande vårt dominerande svenska system. I alla nordliga länder ökar konkurrensen från syd och dess billigare skogsråvara (Lindenmayer & Franklin 2003). I USA har skogsbruket i väster påverkats av debatten om den hotade fläckugglan *Strix occidentalis* som förekommer i naturskogar. Liksom i Sverige utvecklades från mitten av 1980-talet naturhänsynen, genom att träd eller trädgrupper i olika mängd och placering lämnas vid slutavverkning (Franklin & Kohm 1997, Götmark m.fl. 2009). Åtgärdernas korttidseffekt på olika organismgrupper är i huvudsak positiv, men varierar mellan grupperna (Rosensvald & Löhmus 2008).

Metoder som liknar naturvårdsgallring för igenväxta blandbestånd med naturvärden har förutom i Ekprojektet (se nedan) påbörjats i bland annat USA och Japan (Coates & Burton 1997, Singer & Lorimer 1997, Nagaike m.fl. 2005, Brudvig & Asbjornsen 2007, 2009). För japaniska igenväxta stubbskottskogar av ek (30–50 år), tidigare nyttjade för rotationshuggning då träden uppnått cirka 10 cm i diameter, nämns alternativet återupptagen traditionell hävd, fri utveckling, eller öppningar av kronskiktet för att gynna fler trädslag och efterlikna naturskogar (Nagaike m.fl. 2005). Försök med det sista alternativet beskrivs och effekterna på trädslagen, där ek och bok dominerar. För en nyutkommen översikt om ”silviculture for old-growth”, med betoning på brukande, se Bauhus m.fl. (2009).

##### Naturvårdsgallring: tillämpning och resultat för ekrik skog i södra Sverige

Naturvårdsgallring är en form av naturvårdsskötsel som vi i forskningssyfte undersöker för igenväxta blandskogar med ek, med relativt höga eller höga naturvärden. Denna metod har, såvitt vi vet, ännu inte utnyttjats praktiskt efter våra anvisningar, men kan bli värdefull i framtiden.

Frihuggning av vidkroniga stora ekar är normalt bara en punktinsats för NS-skötsel, men en del av en helhet vid naturvårdsgallring. Denna avviker helt från en konventionell gallring, genom att alla eller många stora värdefulla träd lämnas

och sparas för framtiden. Metoden kan bidra till att skapa flerskiktade bestånd, som också möjliggör en återväxt som ersätter de gamla träden med tiden. Virkesuttaget per hektar är relativt litet, men ett plus för exempelvis privata markägare är en möjlig extrainkomst, till exempel för koldioxid-neutralt biobränsle eller annat virke.

Naturvårdsgallring har utvecklats inom projektet "Biologisk mångfald, biobränsle och skötsel av igenväxande lövskogar med ek" vid Göteborgs universitet under en tioårsperiod (kortnamn "Ekprojektet", se Box 2). Jag beskriver nedan översiktligt metod och resultat från projektet. För mer information, se referenser i tabell 4 och våra utförliga Nyhetsbrev nr 1–6 i pdf-format, som kan nås via internet. Efter denna genomgång redovisar jag ett förslag på hur metoden kan tillämpas på andra igenväxta skogar, även ungsogar.

Utgångspunkten år 2000 var 25 igenväxta, så gott som slutna, ekrika bestånd med stor eller relativt stor trädvolym. De 25 skogarnas geografiska läge och markägare framgår av figur 4. Volym kan vara svårt att uppskatta för bestånd med stora förgrenade lövträd, varför vi har mätt grundyta (Box 1). I genomsnitt var initial grundyta 28 m<sup>2</sup>/ha i bestånden, med en variation på mellan 20 och 38 m<sup>2</sup>/ha (tabell 3). Krontäckning från marken var i genomsnitt 86 % med en variation på mellan 75 och 91 %. Bestånden hade och har träd eller buskar (främst hassel) i alla storlekar, men ekar och andra grova träd dominerar i ett övre kronskikt (de största ekarna på varje lokal är cirka 40–100 cm i diameter i brösthöjd).

Naturvårdsgallringen måste ha ett eller flera tydliga naturvårdssyften. I Ekprojektet är ett syfte att gynna ekföryngring för framtida biologisk mångfald. Bestånden hade inga eller mycket få ekar i höjdivervallet 0,5–8 m (småplantor fanns, vilka i regel successivt dör bort efter ett ollonår). Ett skäl till detta var dålig ljusställgång, en hypotes som testades genom gallringen och fick stöd.

Ett annat syfte är att undersöka hur biologisk mångfald (sju organismgrupper) påverkas och förändras i mer ljusöppen skog och om mångfalden reagerar positivt, negativt eller "neutralt" på naturvårdsgallring. Detta har vi kunnat under-

## Box 2. Ekprojektet

Vi forskar om skötseln av igenväxta ekrika blandskogar med höga naturvärden, där de äldsta träden (i regel ek) är cirka 125–250 år. De marker vi studerar var halvöppna på 1950-talet och har växt igen med framför allt lövträd. Vi undersöker om försiktiga koldioxid-neutrala biobränsleuttag gynnar den biologiska mångfalden (hypotes, se vidare texten). Från år 2000 studeras 25 skogar spridda över fem län (se karta, figur 4) före och efter naturvårdsgallringen vintern 2002–2003.

Vi har tre specifika frågor: (1) Gynnar gallringen ekföryngring, som i regel saknas? (2) Har gallringen positiv effekt på den biologiska mångfalden? (3) Bestäms lokala naturvärden främst av beståndet eller av landskapet?

På fråga 1 svarar vi ja, än så länge. För fråga 2 studerar vi kärlväxter, mossor, lavar, svampar, skalbaggar, svampmyggor och landmollusker. Vårt svar är ja, med vissa förbehåll. Svaret på fråga tre slutligen, är främst det omgivande landskapet.

Det finns även ett antal andra delprojekt med relevans för skoglig naturvård i Ekprojektet. Läs mer i nyhetsbrev på [www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark\\_Frank](http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark_Frank). Rapporter från projektet listas längst bak i varje nyhetsbrev.

söka på kort sikt, 2–7 år (se nedan). I varje skog har vi en provyta (1 hektar) som gallrades och en lika stor provyta för fri utveckling (orörd, förutom för studier). Alla lokaler och provytor har studerats såväl före (2000–2002) som efter naturvårdsgallringen (2003–2009), som utfördes oktober–mars 2002–2003.

I projektet valde vi artrika nyckelbiotoper och liknande naturreservat som studieobjekt, vilket innebär att vi kan avläsa responsen hos många arter. Naturvärdena kan sägas vara höga, men med avseende på ekmiljöer inte mycket höga. De äldsta ekarna på varje lokal är cirka 125–250 år gamla (ihåliga ekar på över 300 år saknas nästan helt). I genomsnitt fanns 14 kubikmeter grov död ved per hektar (>10 cm i diameter) på lokalerna.

På grund av artrikedomen, och med hänvisning till försiktighetsprincipen (risk att skada arter) bestämdes ett uttag på cirka 25 % av

**Tabell 3.** Grundyta av levande träd (>5 cm i diameter) i 25 igenväxta ekrika skogar i Götaland (Ekprojektet), samt grov dödved (>10 cm i diameter) i samma skogar. Data från 2002 och Nordén 2004a (se även karta i figur 4).

Lokal <sup>1</sup>	Grundyta (m <sup>2</sup> /ha)				Dödved (m <sup>3</sup> /ha)
	Barrträd <sup>2</sup>	Ekar	Övrigt löv	Totalt	
2. Karla	0,3	13,1	6,7	20,1	9,2
11. Stafsäter	0,0	6,0	15,6	21,6	11,6
23. Lindö	2,7	8,5	10,4	21,6	20,6
19. Ytterhult	3,5	14,4	5,5	23,4	9,6
17. Ulvsdal	1,4	10,1	13,0	24,5	8,5
7. Bondberget	0,8	14,9	9,4	25,1	20,8
18. Hallingeberg	0,5	18,3	7,1	25,9	12,5
21. Emsfors	0,3	10,6	15,8	26,7	19,7
13. Fagerhult	3,5	7,2	16,1	26,8	6,4
8. Långhult	0,2	11,8	15,8	27,8	7,7
1. Skölvene	1,2	18,2	9,0	28,4	10,7
25. Albrunna	0,0	11,9	17,2	29,1	13,7
6. Strakaskogen	5,5	4,2	19,9	29,6	14,4
14. Aspenäs	2,6	14,0	13,0	29,6	17,1
15. Norra Vi	4,9	18,8	5,9	29,6	4,1
4. Sandviksås	15,1	10,2	5,5	30,8	18,7
24. Vickleby	0,0	26,5	4,3	30,8	11,3
3. Östadkulle	1,6	15,1	14,4	31,1	6,7
20. Fårbo	8,7	17,1	5,4	31,2	34,0
5. Rya åsar	1,3	22,8	7,9	32,0	16,0
22. Getebro	10,2	16,8	7,1	34,1	9,4
9. Bokhultet	5,7	16,2	12,3	34,2	31,4
16. Fröåsa	11,0	15,8	7,5	34,3	7,8
10. Kråksjö by	2,3	20,3	13,3	35,9	8,9
12. Åtvidaberg	4,5	17,2	16,5	38,2	23,8
Medelvärde	3,5	14,3	10,6	28,4	14,2

<sup>1</sup>För lokaler (nr), se figur 4. Grundyta (se Box 1) är mätt i brösthöjd.

<sup>2</sup>Mer än 90% gran.

grundytan (träd >5 cm dbh). Uttaget varierade mellan lokaler, beroende på skogens struktur och trädvolym; högst i gran-ekskogar (ca 37 %) och lägst på hasselrika lokaler med stora ekar (3 %). Krontäckningen minskade från i genomsnitt 86 till 66 %, med en variation mellan lokalerna på 53–78 % öppningsgrad efter åtgärden.

Nästan alla skogarna och provytorna var flerskiktade, eftersom buskar (hassel) eller skuggtoleranta träd förekom (gran, ask, lind, lönn, bok).

Ek utgjorde i genomsnitt 50 % av grundytan (variation 14–86 % mellan lokalerna), i övrigt finns många trädslag, varav följande är vanliga, i minskande grundyta: gran, björkar, asp, ask, lind, tall och lönn.

Vid naturvårdsgallringen avverkades en del träd i översta kronskiktet (t.ex. björk, asp, gran, enstaka ekar om det fanns många) men en stor del av uttaget avsåg lägre kronskikt och ännu lägre nivåer, även buskar. De största träden får utveck-

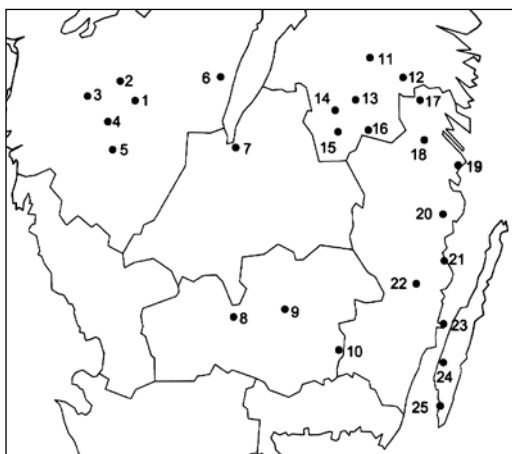
las vidare och får även vara fröträd (t.ex. ekar). En del värdefulla träd i lägre skikt (t.ex. alm, ask, lönn, lind och förstås små ekar) sparades. Det är viktigt att identifiera mindre, senvuxna och skadade träd som kan vara rika på värdefulla kryptogamer och andra organismer. Därför bör alltid inventeringar göras före en naturvårdsgallring, särskilt om beståndet är identifierat som naturvårdsskog (t.ex. NS, nyckelbiotop, område med naturvärde, naturreservat). Ungefär hälften av hasseln avverkades (se Nyhetsbrev 6 om dess reaktion). Om lägre träd och underväxten var fåtalig så avverkade vi en mindre andel där och fler höga träd, t.ex. björk och gran.

Avverkningen gjordes oktober–mars, motormanuellt utom på tre lokaler där skördare användes. Virke togs ut med skotare från alla skogarna. All kapad klenved togs i regel ut. Två eklågor skapades i varje provyta och toppar och grenar från större träd lämnades. På kort sikt ökade klen död ved i de gallrade jämfört med de ostörda referensytorna (trädfällning innebär att många grenar bryts och blir kvar).

För att avläsa effekten av naturvårdsgallring på biologisk mångfald studerar vi, förutom buskar och träd, även örter och gräs, mossor, lavar, vedsvampar, skalbaggar, svampmyggor och landmollusker (snäckor och sniglar). Det var inte lätt att bestämma vilka delar av den omfattande skogliga mångfalden som vi skulle välja ut, men tre principer vägledde. För det första bör organismgrupper som potentiellt kan gynnas respektive missgynnas av kronöppning vara med (de senare var främst svampmyggor och landmollusker, de förra örter/gräs och vedskalbaggar). Det finns även arter inom varje grupp som reagerar på olika sätt.

För det andra bör grupperna helst innehålla många arter och även rödlistade arter, så att vi kan mäta effekter på artrikedom i provytorna. Insekter och svampar är våra artrikaste grupper.

För det tredje ville vi bidra med kunskap om mindre kända grupper, som svampar och svampmyggor – provtagningen bidrog bland annat med ungefär 90 svampmyggearter som inte tidigare rapporterats från Sverige (Nyhetsbrev 3, 5). För att identifiera dessa djur fick vi anlita utländsk expertis.



**Figur 4.** Ekprojektets 25 lokaler. På varje lokal finns två provytor, en gallringsyta och en referensyta (fri utveckling), om vardera 100 × 100 m. Ytorna undersöktes före naturvårdsgallringen (vintern 2002–2003), och därefter (NB: Nyckelbiotop, NR: Naturreservat).

#### Lokaler

1. Skölväna, NB
2. Karla, NB
3. Östadväna, NB
4. Sandviksås, NB
5. Rya åsar, NR
6. Strakaskogen, NB
7. Bondbergets, NR
8. Långhults, NB
9. Bokhultets, NR
10. Kråksjö by, NB
11. Stafsäter, NR
12. Åtvidaberg, NB
13. Fagerhult, NR
14. Aspenäs, NB
15. Norra Vi, NB
16. Fröåsa, NB
17. Ulvsdal, NB
18. Hallingeberg, NB
19. Ytterhult, NB
20. Fårbo, NR
21. Emsfors, NB
22. Getebro, NR
23. Lindö, NR
24. Lilla Vickleby, NR
25. Albrunna, NR

#### Markägare

- Skara stift  
Skara stift  
Anette Karlsson  
Göte Isaksson  
Borås kommun  
Sveaskog  
Jönköpings kommun  
Dan Ekblad  
Växjö kommun  
N.O. Lennartsson  
Robert Ekman & Länsstyrelsen Östergötland  
Linköpings stift  
Staten, Länsstyrelsen Östergötland  
Boxholms skogar  
Linköpings stift  
Bo Karlsson  
Holmen skog  
Linköpings stift  
Anders Heidesjö  
Staten, Länsstyrelsen Kalmar  
Oskarshamns kommun  
Staten, Länsstyrelsen Kalmar  
Staten, Länsstyrelsen Kalmar  
Staten, Länsstyrelsen Kalmar  
Staten, Länsstyrelsen Kalmar



**Tabell 4.** Reaktionen på naturvårdsgallringen 2002–2003 hos organismgrupper och ekar på de 25 lokaler som studeras i Ekprojektet. Med positiv och negativ effekt avses ökning respektive minskning i artrikedom, eller (för ek) ökad förnying/tillväxt.

Positiv effekt	Ingen reaktion/liten skillnad	Negativ effekt
Små ekar (<2 m höga) <sup>1</sup>	Vedlevande sporsäckssvampar på klen död ved <sup>8</sup>	Vedlevande basidsvampar på död ved <sup>8</sup>
Stora ekar (>30 cm i brösthöjd) <sup>2</sup>	Svampar på eklågor <sup>9</sup>	Snäckor och sniglar <sup>11</sup>
Örter och gräs <sup>3</sup>	Svampmyggor <sup>10</sup>	(Rödlistade vedsvampar) <sup>8</sup>
Mossor på mark <sup>4</sup>	Mossor på död ved <sup>5</sup>	(Mindre dödved på sikt) <sup>12</sup>
Lavar på död ved <sup>5</sup>	Rödlistade vedskalbaggar på ek <sup>7</sup>	
Lavar på ekbark <sup>6</sup>		
Vedskalbaggar på ek <sup>7</sup>		
Växtätande skalbaggar <sup>7</sup>		
(Rödlistade lavar på ekbark) <sup>6</sup>		

Sammanställning baserad på inventeringar 2003–2009, dvs. i skogliga sammanhang korttidsreaktioner. De flesta fältstudier gjordes 2004; lavar på ekbark studerades 2009. Inom parentes, mindre säkra resultat, men med goda indikationer. Referenser: <sup>1</sup>Götmark 2007, <sup>2</sup>Götmark 2009, <sup>3</sup>Götmark m.fl. 2005b, <sup>4</sup>Paltto 2010, <sup>5</sup>Paltto m.fl. 2008, <sup>6</sup>Claesson 2009, <sup>7</sup>Franc & Götmark 2008, <sup>8</sup>Nordén m.fl. 2008, <sup>9</sup>Nordén & Götmark 2008, <sup>10</sup>Økland m.fl. 2008, <sup>11</sup>E. Nilsson 2010, opubl. examensarbete, <sup>12</sup>På lång sikt, ej mätt (antagande).

Men varför studerades inte fåglarna, som ju är värdefulla indikatorer? Provytorna, liksom de flesta nyckelbiotoper, är små och man kan då inte få bra stickprov på antal funna större djur – vidare vet vi redan ganska mycket om fåglarnas ekologi och krav, jämfört med situationen för andra organismgrupper.

Tabell 4 sammanfattar effekterna av naturvårdsgallringen efter 7 år, på grundval av jämförelser med referensytorna med fri utveckling. Vi jämför ytornas artrikedom och förändringar däri, även för rödlistade arter. Artrikedom (antal funna arter) är ett vanligt mått i naturvårdsstudier (t.ex. Paillet m.fl. 2010). En övervägande positiv korttidseffekt för ekar och för de studerade organismgrupperna framgår, men för två grupper dokumenterade vi en säker negativ korttidseffekt. En till synes försiktig avverkning har större effekt än vad man kan tro och den ökade ljustillgången är en viktig orsak. Örter och gräs utvecklas kraftigt och positivt (två rödlistade arter, skogsklocka *Campanula cervicaria* och strävlost *Bromopsis benekenii*, koloniserade eller ökade). För vedartad vegetation sker en stark utveckling av stubbskott

efter avverkningen; främst buskar reagerar snabbt (särskilt hassel och brakved *Frangula alnus*, på vissa lokaler även skogstry *Lonicera xylosteum* och hagtorn *Crataegus*). Den framtida trädslagsammansättningen återstår att klargöra (studier påbörjas 2010). Ekförnying sker och påverkas i framtiden sannolikt delvis av viltbete (Nyhetsbrev 4–6). Lavarna på död ved gynnas.

För skalbaggsfaunan visade vi en generell ökning i artantal, dock ej för rödlistade vedlevande arter. Eventuellt kan större kronöppningar missgynna vedlevande rödlistade skalbaggar knutna till ek i de miljöer vi studerar (se Franc & Götmark 2008). Knappt märkbara effekter uppmättes för de potentiellt uttorkningskänsliga svampmyggorna, medan landmollusker (snäckor och sniglar) påverkas negativt i art- och individantal.

För vedsvampar (fruktkroppar) ser vi en tillbakagång just efter naturvårdsgallringen, som dock är mindre än mellanårsvariationer i fruktkroppsförekomster under ostörda förhållanden. Under 2006–2007 fann vi att våra experimentellt skapade eklågor utvecklat en rik vedsvampflora som

inte skilde sig mellan naturvårdsgallring och fri utveckling, utan påverkades främst av lågans nedbrytningsgrad (positivt), volym och andra faktorer.

Under 2009 fann vi en positiv effekt av naturvårdsgallring på lavfloran på stora ekar, även för rödlistade och naturvårdsintressanta arter. Som i andra analyser vi gjort kunde effekten upptäckas främst genom att vi hade referensytor, där i detta fall lavarna påverkades negativt 2001–2009.

Dessa resultat kan ses som ett kvitto på att naturvårdsgallring inte ställer till skada, utan har en övervägande positiv korttidseffekt. Trots att vi fann många värdefulla arter kan vi inte basera skötseln på någon enstaka grupp eller enstaka arter för den skogsmiljö vi studerar. Ett viktigt syfte med artstudierna har varit att ”läsa av” om vi är på rätt väg och kan gå vidare. På lång sikt syftar naturvårdsgallringen i de ekrika miljöerna till att skapa grova och gamla träd (ekar m.m.) och successiv återväxt av mindre ekar. Det innebär försök till styrning av beståndet, med delvis oförutsägbara konsekvenser eftersom tidsrymderna är långa. När och hur nästa ingrepp ska göras kan bedömas om kanske fem år, det vill säga tolv år efter avverkningen.

Det är viktigt att även bedöma långtidseffekter av naturvårdsgallring. Om stamved tas ut är en sannolik långtidseffekt minskad framtida dödvedsmängd i beståndet, jämfört med fri utveckling (tabell 4). I en nordamerikansk studie blev den framtida dödvedsmängden tydligt lägre från huggningar som hade producerat restbestånd med grundyta på cirka 12 m<sup>2</sup>/ha jämfört med dem på 21 m<sup>2</sup>/ha (Gronewold m.fl. 2010). Gränsen på 21 m<sup>2</sup>/ha ligger nära vår genomsnittliga nivå efter huggningarna och författarna skriver att bestånden då blir mer lika ”old-growth”. En del av vår dödved kommer från ek, men andra buskar och träd dominerar dödveden om även klen sådan (1–10 cm i diameter) inräknas, producerad genom självgallring (Nordén m.fl. 2004a). Fri utveckling leder till fortsatt produktion av död ved och sannolikt på sikt också till en öppnare skog, genom störningar och luckdynamik.

Våra rekommendationer är (1) att minst 30 % av skogstypen ifråga lämnas för fri utveckling på landskapsnivå; (2) att inte öppna upp dessa

högsskogar mer än vad vi gjorde vid naturvårdsgallringen, givet negativa effekter på vissa organismgrupper och att ytterligare träd dör efter behandlingen (på grund av stormar, angrepp av svampar, ändrade konkurrensförhållanden m.m.), samt (3) att inte ta ut kapade buskar och träd från beståndet om ekonomiska skäl till avverkningen saknas – i det fallet är det bättre att lämna död ved för kryptogamer, insekter och andra organismer. Ju mindre naturvårdsskogen är, desto rimligare blir detta.

För visuella effekter av naturvårdsgallring och vegetationsutveckling, se fotografier från Borås (Rya åsar) på nästa sida samt fler lokaler i Nyhetsbrev 5. ”Såren” från avverkningarna försvinner rätt snabbt och efter 6–7 år är det svårt att på håll se att åtgärden gjorts. Eventuellt bör klen död ved plockas samman i högar, då detta underlättar framkomligheten.

### Naturvårdsgallring och naturvårdsröjning: övergripande förslag till metoder

Naturvårdsgallring är sannolikt ett bra komplement till fri utveckling och traditionell hävd, och bör kunna utnyttjas för många olika lövrika marker. I princip bör naturvårdsgallringen fungera även för igenväxta boreala och tempererade barrskogar med naturvärden och tall och gran, där det kan vara aktuellt att gynna tallen på granens bekostnad (dvs. avverka en del gran). Forskning om sådana skogar med försök som liknar Ekprojektets upplägg skulle vara värdefull.

För den ekrika skogen var syftena att förbättra ekföryngring och att eventuellt gynna vissa eller många arter – hypoteser som testades och fick stöd. Med en sådan bakgrund kan vi ange två mål med naturvårdsgallring för igenväxt ekrik blandskog i södra Sverige: (1) att förbättra ekföryngringen för framtida biologisk mångfald knuten till ek, och (2) att gynna arter knutna till mer öppen skog, i en situation då det slutna alternativet är vanligare. Vi måste dock studera beståndens vidare utveckling minst tio år framåt. Metoden bör också testas på samma sätt för till exempel skogar rika på björk/asp och på bok, och på andra typer av igenväxt lövrik skog med potentiella naturvärden – även ungsskogar. Nedan presenterar



2002



2003



2006



2009

**Bild 8.** Naturvårdsgallring i det kommunala naturreservatet Rya Åsar nära Borås (en av 25 skogar i Ekprojektet). Bilden från 2002 visar situationen före avverkning i en relativt sluten blandskog med stora ekar, rönn, björk, gran och andra träd, och ett buskskikt av brakved och hassel. Bilden från 2003 är tagen första säsongen efter vinterns naturvårdsgallring. Man kan se genom beståndet (provytan) och lite grönska spirar på marken. Hasseln i förgrunden dog efter kapning (ganska ovanligt) medan rönnen i förgrunden skjuter stubbskott (men dog senare). Sommaren 2006 har gräs, örter, hallon m.m. ökat (markfloran utvecklas snabbare vid avverkningar i lövrika än i barrdominerade bestånd). År 2009 framgår att låg, vedartad vegetation har ökat väsentligt. På denna lokal är så här långt brakved en vinnare och ekföryngringen svag, men variationen är stor mellan lokalerna, så det är en fördel att ha försök i 25 skogar. Den snitslade eken ingår i studier av de stora ekarnas tillväxt samt av kolonisation/utdöende för lavar och mossor efter naturvårdsgallring. Foto (juli–augusti): Frank Götmark.

jag övergripande, generella förslag till naturvårdsgallring och naturvårdsröjning för lövrika skogar, som kan testas vidare (termen *naturvårdsröjning* avser ungskogar).

Vid naturvårdsgallring och naturvårdsröjning bör man ta fasta på och beakta följande fem faktorer: (1) krontäckning, (2) sammansättning av buskar och träd, (3) markförhållanden, (4) grundnya eller volym, samt (5) död ved. Utöver dessa bör alltid artinventeringar göras, särskilt i högskogar, för att inte skada värdefulla arter och för utvärdering. De fem faktorerna bör värderas samman-

taget, men vi granskar dem i tur och ordning. De bestånd som diskuteras förutsätts ha medelhöga till höga naturvärden (inslag av andra lövträd än björk förutsätts i lövrika ungskogar, se nedan).

Jag har delat upp bestånden i tre grupper utifrån höjden på dominerande trädskikt: ungskog (1–7 m hög), medelhög skog (7–14 m) och högskog (över 14 m). Se vidare avsnitt 5 för arealer och förekomst av sådana skogar i södra Sverige.

I genomsnitt ökar sannolikt antalet naturvårdsintressanta arter med skogens höjd/ålder. Gustafsson (2002) studerade rödlistade kärlväxter,

mossor och lavar i tre områden i södra Sverige. Antalet funna sådana arter (totalt 218 st) ökade med skogens höjd, särskilt i sista höjdkategori [fyra kategorier; hygge (0–2 m hög), ungskog (2–5 m), ”halv-mogen” skog (5–15 m) och ”mogen” skog (>15 m)]. Hyggen kan vara rika på insekter och fåglar (även fåglar som finns i odlingslandskap), men hyggen behöver inga av de åtgärder som diskuteras i detta avsnitt.

### (1) Krontäckning

Krontäckningen är relativt lätt att uppskatta och bestämmer hur mycket ljus som når mark och vatten, örter/gräs, vedartade skott/plantor och olika substrat (stammar, död ved, sten). Därmed påverkar den en stor del av den skogliga biologiska mångfalden (artrikedom och artsammansättning inom organismgrupper) och beståndets framtida utveckling. Med krontäckning avses andel (%) av den synliga himlen som är täckt av grenar och blad, sett från marken. Internationellt kan ”canopy cover” innebära bara övre kronskikt, vilket man bör vara observant på (McElhinny m.fl. 2005).

Krontäckningen kan skattas visuellt efter viss träning. Man kan använda fotografier tagna från marken, på vilka krontäckning bestämts innan (se även Newton 2008). Det är svårt att sätta en exakt gräns, men över cirka 75 % krontäckning utarmas ört/gräsfloran och träd- och buskförnyringen reduceras. Vid minskad krontäckning från 75–100 % ned till cirka 55–70 %, genom naturvårdsgallring, ökar avsevärt produktionen och artrikedomen av gräs och örter och därmed sammanhängande insektsliv. Även andra organismer (t.ex. smådäggdjur och fåglar) gynnas på olika sätt.

Lika viktigt är att man kan skapa flerskiktade bestånd då övre kronskikt öppnas upp. I ungsko- gar kan ny vedartad vegetation etableras under det övre kronskiktet. Då undviks situationen att många träd växer upp i ett skikt i hård konkurrens och blir långa, smala och ofta kortlivade. Sådana enskiktade bestånd är dock inte ointressanta för naturvärden och förekommer naturligt vid hårda störningar (Peterken 2001, sidan 6–7). De kan skapas från öppen mark genom fri utveckling av

koloniserande träd, om alternativet är intressant (tidig självgallring kan snabbt ge död ved).

Om träden i genomsnitt överstiger cirka 3 meter i höjd kan krontäckning skattas enligt ovan. Enskiktade bestånd kan ha högre ljusnivåer än flerskiktade, trots att krontäckningen enligt mätmetoden är densamma (förekommer flera skikt kan en större del av ljuset utestängas). Att mäta ljus och sätta upp gränsvärden är omständligt; det är bättre att komplettera genom att granska och värdera förekomsten av gräs och örter, som är relaterad till ljustillgång. För ungsko- gar med kronskikt på bara 1–2 meter, skatta den procentuella täckningsgraden av marken genom att gå över beståndet. Undersök om det redan finns ljus- luckor som gör det onödigt att öppna upp skogen ytterligare.

Om det finns få naturvårdssko- gar med fri utveckling i landskapet, begrunda möjligheten till fri utveckling för den igenväxta skogen.

### (2) Sammansättningen av buskar och träd

Denna faktor bestämmer i stor utsträckning nuvarande och framtida naturvärden knutna till beståndet. En trevlig utmaning är lära sig alla våra buskar och träd, för sommar- och vinterinventeringar (t.ex. Widén 2002), och en del om deras ekologi (tabell 5). Nedan diskuterar jag främst skog med mer än 50 procent lövträd (areal eller grundyta). Skogsmiljöer som avgränsas undersöks i avsnitt 5, med hjälp av Riksskogstaxeringen.

*Ungsko- gar (1–7 m).* För många lövdominerade ungsko- gar finns goda förutsättningar att på sikt skapa naturvärden. De kan klassas som NS eller K (kombinerade mål) i Gröna planer och miljöbal- len tillåter skydd för skogar som från början har relativt lågt naturvärde; de kan idag finnas som så kallad utvecklingsmark i naturreservat (Natur- värdsverket 2003, 2010).

Den lövrika ungskogen är mer värdefull om den har ett inslag av mindre vanliga lövträd, till exempel ädellöv. Buskar som brakved, hassel, hägg *Prunus padus*, fläder *Sambucus nigra*, druvfläder *S. racemosa*, hagtorn och vildapel *Malus sylvestris* är också intressanta genom att många av dem har blommor, bär/nötter, och gynnar bland annat insekter och fåglar. Ett förslag är att om 20 % eller

**Tabell 5.** De dominerande träden i studieområdet i södra Sverige<sup>1</sup> i volym (Riksskogstaxeringen 2003–2007), deras skuggtolerans vid förnygring samt tolerans för viltbete (baserat på egna erfarenheter; alm och avenbok förslag från J. Brunet). Skuggtoleranta träd kallas ofta för sekundärträd, övriga för pionjärer eller pionjärträd.

	Volym (%)	Skuggtolerans <sup>2</sup>	Betestolerans <sup>3</sup>
Gran <i>Picea abies</i>	47,6	Skuggtolerant	Hög
Tall <i>Pinus sylvestris</i>	32,3	Intolerant	Intermediär
Björkar <i>Betula pendula/B. pubescens</i>	10,4	Intolerant	Intermediär
Ekar <i>Quercus robur/Q. petraea</i>	2,23	Intolerant/Intermediär	Låg
Asp <i>Populus tremula</i>	2,14	Intolerant	Låg
Alar <i>Alnus</i> spp.	1,92	Intolerant	Hög
Bok <i>Fagus sylvatica</i>	1,66	Skuggtolerant	Intermediär
Sälg <i>Salix caprea</i>	0,46	Intolerant	Låg
Ask <i>Fraxinus excelsior</i>	0,32	Skuggtolerant	Intermediär
Rönn <i>Sorbus aucuparia</i>	0,28	Intermediär	Låg
Alm <i>Ulmus glabra</i>	0,09	Skuggtolerant	Låg(?)
Lönn <i>Acer platanoides</i>	0,08	Skuggtolerant	Låg
Lind <i>Tilia cordata</i>	0,06	Skuggtolerant	Intermediär
Avenbok <i>Carpinus betulus</i>	0,04	Skuggtolerant	Intermediär(?)
Sötkörsbär <i>Prunus avium</i>	0,04	Skuggtolerant/Intermediär	Låg(?)
Övriga lövträd	0,17	–	–
<b>Totalt, miljoner m<sup>3</sup>sk</b>	<b>1415,9</b>		

<sup>1</sup>Se figur 1; söder om (och inkluderande) länen Uppsala, Västmanland, Örebro, och halva Värmland (ej Torsby, Hagfors och Filipstads kommuner). Skyddad skog ingår.

<sup>2</sup>Gäller små träd i Götaland. Ask kan vara intermediär eller "gap species" (Hahn & Emborg 2007).

<sup>3</sup>Hög tolerans innebär att trädet antingen inte betas eller klarar bete bra vid förnygring.

mer av arealen av det lövrika beståndet (>50 % löv) omfattas av andra träd än björk och barrträd, så kan ungskogen klassas som naturvårdsintressant eller potentiellt naturvårdsintressant. Buskar kan medräknas i dessa 20 %. Undersök därför förekomst/täckning av rönn, asp, sälg, al, ädellövträd och andra träd och buskar – utgör dessa vart femte träd eller mer så uppfylls kravet. Det finns ingen forskning som stödjer just denna siffra, men en lägsta gräns bör sättas. Detta gäller även om skogen bara är 1–2 meter hög, men det låga kron-taket ska vara så gott som slutet och trädtätheten hög om naturvårdsröjning ska göras, annars bör man vänta och återkomma om 4–5 år.

Naturvårdsröjning i en enskiktad eller relativt enskiktad slutet ungskog ska vara proportionellt

större än naturvårdsgallringen som beskrevs för Ekprojektet och kan även vara större än röjning som görs i skogsbruket för liknande bestånd. Små träd som ges gott om utrymme utvecklar stora kronor, trädets stamdiameter ökar snabbt och troligen även livslängden. Om beståndet består av 40–50 % barrträd, ta bort en stor del och röj i björkgrupper som är täta. Av intressanta träd/buskar, avverka bara enstaka om de står i täta grupper. Vid ökad björkandel avverkas mer av björken. Ett förslag är att sikta på att *upp till 70 %* av ytan eller träden naturvårdsröjs och biobrännsluttag kan göras om det bedöms vara lönsamt.

Åtgärden är otestad och behöver studeras, till exempel i upprepade kursmoment, examensarbeten, doktorandprojekt och demonstrationsobjekt.



Då man öppnar upp mer än normalt och björkdominansen är stor, gynnar det sannolikt stubbskottsbildning hos björk, särskilt på goda marker. Björken kommer åter, men andra träd gynnas på sikt, till exempel säl, asp, ek och klibbal; senare inriktas en naturvårdsgallring på att gynna dem. Är den naturvårdsintressanta delen 40–50 % av ytan eller mer, ökas gallringen/uttaget där så att riktlinjen 70 % upprätthålls. För ungskog (1–7 m i höjd) är det fördelaktigt att starta i de lägsta (yngsta) bestånden.

Om buskar utgör en liten del av arealen kan de lämnas; om deras andel är mer än cirka 15 % av arealen är mitt förslag att överväga viss reduktion av dem. Buskar har ofta en snabbare reaktion vid avverkningar än träd i lövrika bestånd och kan reducera trädförnyringen initialt. Men de kan också skydda uppkommande träd, till exempel ekar, mot viltbete (Jensen 2009).

Risken för frostsador och betessador per trädplanta kan också minska vid ökande totalplanttäthet – men viltets respons beror mycket på fodertillgången och omgivande markens utseende. Betessador på lövträd är inte allvarliga för naturvärden, men eventuellt kan asp, säl, ek och ek få svårt att växa upp. Man kan hålla beståndet under uppsikt och gå långsamt fram i skötseln. Om man som markägare har 30–40 år på sig är det spännande att få följa en ungskog med ökande naturvärden över tiden!

Om den täta lövrika ungskogen är rik eller i framtiden kan bli rik på naturvärden, så bör man överväga fri utveckling som en möjlighet. Låga enskiktade ungskogar kan leda till självgallring och långa smala träd som lätt faller för vinden. Men Oliver & O'Hara (2005) framhåller att utvecklingen inte är given: heterogena marker kan leda till att vissa träd tar överhanden – vi får differentiering i undertryckta och dominerande träd, och en utveckling mot ett flerskiktat bestånd med tiden.

Ungskogar och naturvårdsröjning kan inkluderas i certifiering i gröna planer (NS och PF/K) och de skulle kunna omfattas av naturvårdsavtal, med extra stöd till markägaren. Ungskog kan också omfattas av stödformer i Landsbygdsprogrammet. Om ungskogen har en hel del hänsynsträd från

den tidigare slutavverkningen är det ett extra plus. Alla hänsynsträd bör frihuggas eller på annat sätt gynnas vid naturvårdsröjningen.

Arealer av lövrika ung- och medelhöga skogar är relativt små, jämfört med lövrik högskog (avsnitt 5), och det är värdefullt om åtminstone en liten del av dem kan utnyttjas för att utöka naturvårdsskogarnas areal i södra Sverige.

*Medelhöga skogar (7–14 m).* Det finns många fördelar med att styra ett bestånd mot naturvård redan på ungskogsstadiet, helst då kronskiktet bara är ett par meter högt. I medelhöga skogar blir de igenväxta bestånden med naturvärden mer komplexa, även om barrträd och björkar dominerar på de flesta håll. Gustafsson (2002) fann liten skillnad i antalet rödlistade kärlväxter, mossor och lavar mellan hygge (höjd <2 m) och ungskog (2–5 m), men en ökning i "halvmogen" skog (5–15 m hög), så dessa arter kan utnyttja medelhöga skogar. För medelhöga skogar, granska trädslag, fördelningen på små och stora träd, och bedöm beståndsutvecklingen.

Ett förslag är att om 30 % eller mer av grundytan (bättre mått än areal här) omfattas av andra träd än björk och barrträd, så kan skogen klassas som naturvårdsintressant. Av totala grundytan skulle *upp till 40–50 %* kunna kapas/tas ut, istället för 70 % som i ungskogen (där siffran avsåg areal). Volymerna som tas ut kan bli större än i ungskog, även om en del död ved måste lämnas och skapas.

Naturvårdsgallringen styrs utifrån förekomsten och storleken på naturvårdsintressanta träd och buskar (bland buskar kan brakved och hassel vara vanliga) och mål sätts för vilken slags högskog man siktar på – till exempel aspdominans, ädellövdominans eller ren blandskog. Framtida skiktning avgörs delvis av ingående trädslag och buskar. Avverka barrträd, men enstaka granar och tallar sparas (barrträden är bra boträd för fåglar och där söker de ofta skydd). Underväxten i beståndet börjar nu bli allt viktigare. Finns där mindre säl, ekar, aspar, alar, rönnar och oxlar så bör de gynnas vid naturvårdsgallring. Finns det ask, sötkörbär, bok, lind, lönn, alm som vandrat in, gynna dem, även om de klarar sig rätt bra genom sin skuggtolerans. På så sätt försöker man

skapa en mer flerskiktad skog, som i regel är en del av målet (dvs. att säkra/gynna en långsiktig beståndsutveckling).

Försök få till en inventering av till exempel kryptogamer, inklusive signalarter. Som för lövrik ungskog, begrunda om beståndet kan lämnas för fri utveckling. Om naturvårdens delen av beståndet överstiger 30-procentsgränsen ovan och beståndet är lövrikt, så skapar fri utveckling också god naturskog med tiden.

*Högskog (>14 m)*. I denna kategori hamnar en hel del lövrika skogar som "försumrats" i skogsbruket och växt igen mer naturligt, till exempel på grund av låga krav på skogsskötsel/uttag på fastigheten eller för att markägaren tyckt om skogen som den var ("frivillig avsättning"; se även Ask & Carlsson 2000).

Vi finner här björk- och aspdominerad skog, lövblandsskogar, många nyckelbiotoper, skyddade områden och parker av olika slag. För många högskogar är det svårt eller olämpligt att ange någon procentgräns av grundyta av önskvärda trädslag för klassning som naturvårdsintressant skog. Även de "triviala" trädslagen kan ha nått storlek, ålder eller kondition som gör dem naturvårdsintressanta. Om träden är stora släpper de också igenom mer ljus till skikten därunder (Nock m.fl. 2008). För igenväxt högskog är det viktigt att inventera artförekomster och att noga begrunda alternativen naturvårdsgallring, traditionell hävd och fri utveckling.

För ekrika högskogar (25–75 % ek av beståndet) med relativt höga eller höga naturvärden rekommenderar vi den metod som nyttjats i Ekprojektet och som beskrivits ovan. En del medelålders/äldre ek finns i bestånd tillsammans med gran (se avsnitt 5) som spontant vandrat in i tidigare öppna marker. Sådan gran kan ha högt virkesvärde, eftersom rotröta normalt inte finns på dessa marker, och ett uttag kan ge god inkomst. Data/studier saknas, men det kan vara lika vanligt att ek, björk, asp och tall – pionjärträd – i olika kombinationer koloniserat gamla halvöppna betade ekmarker. I sådana fall kan uttag av björk eller tall vara bäst, om inte dessa träd är mycket stora/gamla och andra mindre träd av andra trädslag är lämpligare att avverka/ta ut. Kom ihåg

att stor slutenhetsgrad krävs för att naturvårdsgallring ska vara motiverad. Enskiktade slutna högskogar med stora gamla träd kan vidare vara lämpliga för fri utveckling – med tiden kommer grova träd att falla och skogen går mot en struktur med ljusluckor och i förlängningen flerskiktad struktur. Det kan också finnas särskilda kulturspår som motiverar traditionell hävd.

För den skogliga naturvården innebär generationsglappet mellan gamla hålekar och små fröplantor att associerade arter hotas på sikt (t.ex. vissa vedskalbaggar och lavar). Föryngringsproblemen för ek är kända och omdiskuterade (Götmark 2007 och referenser däri). Om skogen har en del äldre ekar (>75 år) och god ekandel (>50 %) kan det vara värt att satsa på naturlig föryngring för det trädslaget. Men vi vet för lite för att avgöra i vilken mån ekföryngring lyckas i olika beståndstyper, givet nuvarande viltbetessituation. Vi testar nu ekplantering i tio av de 25 skogarna i Ekprojektet (Jensen 2009). God ljustillgång krävs, men småekar växer bra vid över 25 % av fullt dagsljus i skogen på god mark, så stark utglesning till fröträdställning krävs inte.

Slutna bestånd av ädellöv med andra trädslag än ek är också möjliga att naturvårdsgallra; bestånd med bok och ask i första hand (två skuggtoleranta trädslag och de vanligaste ädellövträden efter ek; Niklasson & Nilsson 2005, Götmark m.fl. 2006). Fri utveckling rekommenderas ofta, men bokskogar utsätts för naturliga störningar: i Fontainebleau-skogen i Frankrike bildades större luckor i bokskog genom stormar i genomsnitt vart tjugofemte år (Pontailier m.fl. 1997; se även Peters 1997). Det finns sannolikt en artuppsättning av mer ljuskrävande arter som kan kolonisera mer slutna sydvenska bokskogar som öppnas upp.

Inget "Bokprojekt" har ännu experimentellt undersökt naturvårdsgallring, men en översikt om naturvårdsskötsel för bokskogar finns i Brunet m.fl. (2010). Utifrån bokens ekologi (skuggtolerant, skapar lätt slutna bestånd) bör det vara enklare att arbeta med naturvårdsgallring i slutna bokskog än i slutna ekrika blandskogar. Föryngringen är inget problem; normalt finns det gott om små och mellanstora bokar. Avverkning skulle i så fall göras främst på mellanstora och

**Bild 9.** Skogstyper där *naturvårdsröjning* och *naturvårdsgallring* kan komma ifråga – slutna bestånd, i dessa fall starkt lövdominerade, fotograferade i mars 2010.

(A) Ungskog av ek och björk (Benareby, Härryda kommun). För slutna ungsskogar inom höjdistervallet 1–7 m höjd föreslås naturvårdsröjning (avverkning/uttag) på upp till 70 % av den totala slutna arealen, för att på sikt skapa stora vidkroniga träd och flerskiktade bestånd av naturskogskaraktär.

(B) Medelhög skog med asp, björk och sälg (Bråta, Härryda kommun). För slutna medelhöga skogar (7–14 m) föreslås naturvårdsgallring med lägre avverkning/uttag, men på upp till 40–50 % av den totala grundytan eller arealen.

(C) Högskog med björk, ek, enstaka andra stora träd och ett lägre skikt av främst rönn (Gunnebo, Mölndals kommun). För högskogar med naturvärden föreslås inte större avverkning/uttag än cirka 30 % av grundytan. I detta fall skulle spridda större träd kunna avverkas och 60–70 % av de mindre träden, för att öka ljusnivån på marken, få viss förnygring av olika träd och gynna uppväxt av större rönnar.

I samtliga fall är fri utveckling också en möjlighet. I samtliga fall bör även förekomst av, och skapande av dödved beaktas (se text). Avverkade träd kan tas ut eller lämnas på olika sätt, beroende på situation. Foto: Irma Johansson.



någon enstaka större bok; småträden bör man inte reducera för mycket om viltbetet är ett problem, som fallet tycks vara för bokplantor i barr- och blandskog (Götmark m.fl. 2006). Alla senvuxna, gamla och skadade bokar, värdefulla för kryptogamer, sparas (se Fritz 2009, Fritz & Brunet 2010, Brunet m.fl. 2010). De flesta örter och gräs tycks vara väl anpassade till luckbildning och variation i öppenhet i bokskogar (Brunet m.fl. 1996). I de ekrika skogarna som naturvårdsgallrades gynnas inte i första hand ruderatväxter utan ängs- och skogsväxter (Götmark m.fl. 2005b). Död ved kan skapas (se nedan) och naturvårdsgallring, om den skulle tillämpas, bör inte överstiga 30 % av grundytan i högskog av bok.

Asken är för närvarande utsatt för svampangrepp och det kan vara olämpligt att avverka ask. Äldre bestånd med lind, lönn, alm, avenbok och sötkörbär är så pass fåtaliga att man bör vara försiktig med naturvårdsgallring. Träden ökar dock i antal/tillväxt enligt Riksskogstaxeringen, så naturvårdsgallringar är inte uteslutna om de bedöms som positiva i framtiden – det kan gälla även avenbok, som har högt bränslevärde och stark stubbskottsbildning. En sammanställning av ovanstående rekommendationer och gränser finns i tabell 6.

### (3) Markförhållanden

I redovisningen ovan har jag diskuterat naturvårdsröjning och naturvårdsgallring på i huvudsak friska marker utan stark lutning. Dessa utgör en stor del av skogsmarken i södra Sverige, men långtifrån all mark. Nedan diskuteras starkt slutande och steniga marker, branter, våta/fuktiga och torra marker. Den variation som därmed innefattas bidrar starkt till biologisk mångfald i Sverige.

I naturskog i Rhode Island (nordöstra USA) och i ett lövrikt landskap liknande sydsvensk ädel-lövskog (även med tall) studerades hur variation i lutning, exposition (nord, syd), fuktighet, jordtyp och jorddjup påverkade florin inom tvåhektarsytor (Burnett m.fl. 1998) och i större skogar, 1,4–59 hektar (Nichols m.fl. 1998). Artantalet var cirka 45 % högre för buskar och 50 % högre för träd i de tjugo mest variabla tvåhektars-ytorna än

i de tjugo minst variabla ytorna; liknande skillnad fanns i andra variabler för mångfalden (likhetsindex, Shannon-Weaver). Variation i exposition och fuktighet var de viktigaste faktorerna.

För örter, buskar och träd i större skogar (efter korrektion för deras yta) så fann författarna att variation i fuktighet förklarade upp till 65 % av variationen i artrikedomen, men även lutning och exposition bidrog, särskilt om arter som inte var inhemska uteslöts. Lutning mättes i fem klasser, från <3 till >16,5 %.

Dessa resultat för växter är viktiga, inte minst eftersom mångfalden av växter normalt samvarierar med mångfalden av andra organismer i skogen. Arter knutna till död ved bör dock ses som en separat kategori. En liknande undersökning i lövrika marker i södra Sverige vore värdefull. I boreal skog medför ökad markfuktighet en generell ökning av antalet arter av kärlväxter (Zinko m.fl. 2005).

Vår varierade topografi och de många sumpskogarna (se Skogens pärlor, www.skogsstyrelsen.se) ger ett visst skydd för skogslevande arter mot dagens skogsbruk. Många branter med större lutning har också varit undantagna från skogsbruket. Skogen kan där ibland vara gammal och ha samlat på sig arter. Om produktiviteten är låg, så kan man inte bedöma ålder på trädens grovlek, då de växer sakta och inte behöver ha uppnått stor diameter. En undersökning av åldrar på träd i sydsvenska branter är önskvärd. Naturvårderna är ofta höga i branter, exempelvis bland mollusker (snäckor och sniglar) och kryptogamer (Waldén 1981, Ek m.fl. 1995). Lutningen gör också att man underskattar arealen om man bara läser av den på kartor. Förekomsten av nord- och sydsluttningar med olika klimat utökar mångfalden ännu mer (för boreal skog, se Åström 2006). Dessutom är bestånden ofta naturligt luckiga (Ek m.fl. 1995). Branter, särskilt steniga sådana, är därför utmärkta för fri utveckling.

Även om vissa marker är svåra att bedriva skogsbruk på, så är det inte ovanligt med hyggen på lutande mark. En undersökning av skogsbrukets omfattning på sådan mark är önskvärd. Kalavverkning missgynnar sannolikt mossor och mollusker, men kanske inte lavar på sten och det

**Tabell 6.** Rekommenderade gränser för åtgärderna naturvårdsröjning och naturvårdsgallring i igenväxta<sup>1</sup> lövrika skogar med naturvärden i södra Sverige.

Typ av skog	Naturvårds- intressant areal/grundyta (andel träd andra än barrträd och björk) <sup>2</sup>	Rekommenderad andel för avverk- ning/uttag <sup>3</sup>	Åtgärd, namn
Ungskogar (1–7 m höga)	≥20 % av areal	Upp till 70 % av areal	Naturvårdsröjning
Medelhöga skogar (7–14 m höga)	≥30 % av grundytta	Upp till 50 % av grundytta	Naturvårdsgallring
Högskogar (>14 m höga)	Bedömning görs beständsvis	Ca 5–30 % av grundytta	Naturvårdsgallring

<sup>1</sup>För att ett bestånd ska vara av intresse i sammanhanget krävs en krontäckning av ca 75 % eller mer; vidare krävs ett mål för det framtida beståndet eller skogen.

<sup>2</sup>Gräns för att beståndet ska anses vara av naturvårdsintresse, med avseende på träd och buskar (se text). Procentsiffran avser buskar och träd som inte utgörs av gran, tall och björk av den totala arealen eller grundytan. Exempel är ädellöv, asp, sälg, rönn, hassel, hägg och brakved. Senvuxna, skadade och andra naturvårdsintressanta träd lämnas alltid.

<sup>3</sup>Observera att (1) träden kan avverkas och lämnas, utan uttag (t.ex. i naturreservat), och (2) att avverkning eller annan åtgärd kan behövas i framtiden för att nå målet.

kan finnas skyddade mikrorefugier kvar bland stenblock för olika arter. I slutna lutande skogstyper är naturvårdsgallring ett avsevärt bättre alternativ än avverkning med bara generell hänsyn, om avverkningar ska göras. Ju mindre uttag av grundytan desto bättre, eftersom kvarvarande träd ger skugga och skyddar mot uttorkning, särskilt i syd- och västsluttningar. I övrigt gäller att sammansättningen av träd och buskar ska beaktas (se ovan).

Skogsbruk har historiskt sett varit mindre intensivt i mycket stenig och storblockig terräng, eftersom det var problematiskt att frakta ut virket. Stora flexibla maskiner tycks numera klara av att avverka i rejält steniga skogar och i blockterräng (t.ex. i södra Östergötland, egna observationer), vilket kan innebära utökat skogsbruk om inte dessa marker klassas som skogliga impediment. Om det finns stora block fungerar de som ”småbranter”, med värdefulla mikromiljöer. Relativt låg produktion, och markslaget i sig bäddar troligen för luckiga bestånd. Om detta är fallet och naturvärdena samtidigt generellt är höga, finns litet behov av naturvårdsgallring. I denna situa-

tion kan de fåtaliga slutna naturvårdsbestånden i dessa miljöer snarast motivera fri utveckling.

Skogar med högt pH och inslag av kalk i marken är sedan länge kända för sin speciella flora och artrikedom – skogsbruk och naturvårdsåtgärder på sådana marker kräver försiktighet (Hultengren 1999, Andersson & Löfgren 2000). I en analys av faktorer som bestämmer artrikedom av signalarter och rödlistade arter i 22 av Ekprojektets skogar, hade markens pH en positiv lokal effekt, särskilt för kärllväxter och svampar (ej säkerställt för mossor och lavar; Paltto m.fl. 2006). På samma sätt var förnans pH en betydelsefull positiv faktor för lokal artrikedom av snäckor och sniglar (Götmark m.fl. 2008).

I nordtyska bok- och ek-bokskogar undersökte Härdtle m.fl. (2003) sambanden mellan markvegetation (kärllväxter, mossor, lavar) och fuktighet, näring, pH och ljus (öppenhet). Öppenhet var positivt för markfloran i surare skogar med ekinslag, medan inget sådant samband fanns för rikare eutrofa bokskogar med fler skuggtoleranta skogsväxter. I kalkrika skogar är det viktigt att först göra artinventeringar – och om huggningar



bedöms som positiva, att avverka under vintern vid frost.

Många trädklädda fuktiga marker avskogades under historisk tid, genom odlingslandskapets expansion och ökande virkesbehov (se t.ex. Aronsson 2007). Hårda isvintrar gjorde det ibland gissningsvis ganska enkelt att avverka glasbjörk, klibbal och gran. Ek m.fl. (2001) lyckades dock hitta blandsumpskogar med klibbal som varit trädklädda (=kontinuitet) upp till trehundra år, vilket dock inte innebär att avverkningar inte förekommit. Under 1900-talet kom successivt ett trädskikt upp igen på många våta/fuktiga områden och då många marker var svåra att avverka i maskinellt, eller klassats som impediment, uteblev huggningar.

Komonen (2009) dokumenterade trädslag, skogsstruktur och död ved i 16 fuktiga uppländska strandskogar i "medelåldern" (varav 11 var naturreservat eller nyckelbiotop). Nio av de 16 hade varit betesmark eller skogsbete tidigare, avverkningar hade förekommit i varierande grad (i genomsnitt fanns 80 stubbar/ha per skog) och bestånden var lövrika med hög grundyta (26–45 m<sup>2</sup>/ha). De hade småskalig luckodynamik, där naturliga störningar som stormar tycks haft liten inverkan. Naturvårdsgallringar i slutna klibbal- och glasbjörkskogar är en möjlighet för att gynna arter som trivs i mer öppna fuktiga miljöer (t.ex. örter och insekter). Klibbalen är drabbad av en sjukdom i södra Sverige, med kronutglesning som följd, så öppenhet gynnas på det sättet för närvarande.

En översikt, från ett något nordligt perspektiv, av den stora mångfald som är knuten till fuktig skog ges i Sjöberg & Eriksson (1992). De rekommenderar hävdåtgärder (bete, slätter) för att åter skapa fuktiga öppna kalkmarker. Avverkningar i miljöer som dessa kan ge svåra körskadorna om virke ska tas ut, särskilt då vintrarna blir mildare.

Mer kunskap behövs för att bedöma möjligheter för hävd, naturvårdsgallring och uttag. Vilken karaktär och öppenhetsgrad har bestånden i södra Sverige idag? Vilka tekniska och andra möjligheter finns till selektiva avverkningar med uttag i dessa miljöer? Bör manuell avverkning ske och död ved lämnas, om dödvedsnivåerna är låga?

Under senare tid har igenväxning på högmossar noterats, eventuellt på grund av ökat kvävenedfall, men i de flesta fall är dessa bestånd sannolikt fortfarande glesa och ljusa bestånd av tall och glasbjörk.

#### (4) Grundyta (eller volym)

Vid naturvårdsgallring bör inte bara krontäckning, träd och buskar och markförhållanden bedömas; det är också värdefullt att få ett mått på virkestillgången när uttag är av intresse, till exempel för biobränsle. Uttag kan ge extra inkomst och bör vara okontroversiellt, åtminstone i bestånd som från början inte har så höga naturvärden, samtidigt som naturvårdsröjning och naturvårdsgallring på sikt skapar naturvärden.

Det är ganska lätt att göra en bedömning av virke och ekonomi för enskilda bestånd – den kompetensen saknas inte i landet. I Ekprojektet har vi mätt trädens grundyta vid brösthöjd istället för att beräkna volym, som är ett osäkrare och mer omständligt mått i lövskogsmiljöer med många "spretiga träd" (volymmått har främst utvecklats för raka stammar av tall, gran och björk). Grova mått på volym kan fås genom att mäta diameter och höjd – se även "volymkalkylatorer" på till exempel Skogforsks (Kunskap Direkt) och Riksskogstaxeringens hemsidor.

I Ekprojektet varierade grundytan mellan 20 och 38 m<sup>2</sup> per hektar för de 25 utvalda igenväxta bestånden (tabell 3, lokaler sorterade efter grundyta). Tre lokaler med låg grundyta innehöll antingen lite lägre skog (Karla) eller spridda stora ekar med lägre skikt av främst hassel eller ask (Lindö, Stafsäter). Uttaget blir förstas starkt beroende av den totala ytan som ska naturvårdsröjas eller naturvårdsgallras.

#### (5) Död ved

Förekomsten av död ved i skogen har en stark inverkan på den biologisk mångfalden och ju mer död ved, desto bättre (Samuelsson m.fl. 1994, Dahlberg & Stokland 2004, de Jong m.fl. 2004, de Jong & Almstedt 2005, Jonsson m.fl. 2005).

Ett förbehåll som framhålls i flera andra länder är risken att bygga upp mycket torr biomassa som kan ge upphov till svåra bränder (Franklin 2003).



**Bild 10.** Del av den naturvårdsgallrade provytan i Bokhultet, ett kommunalt naturreservat i Växjö. Även om naturvårdsgallring låter som ett "enhetligt" ingrepp blir det ofta mer eller mindre stora ljusluckor beroende på typ av träd och trädslag som förekommer och avverkas. Bilden är tagen i augusti 2007, femte sommaren efter naturvårdsgallringen, och visar förnygring av björk, bok, rönn och lite ek i ljuslucka. Foto: Frank Götmark.

Detta kan behöva beaktas vid klimatförändringar i de delar av södra Sverige som är relativt tätt befolkade. Än så länge är dock volymerna av död ved låga jämfört med skogar i till exempel stora delar av USA.

För boreala och tempererade naturskogar med fri utveckling under lång tid varierade dödvedsmängderna mellan 19 och 550 m<sup>3</sup>/ha i Europa och mellan 48 och 552 m<sup>3</sup>/ha i Nordamerika (Christensen m.fl. 2005, Niklasson & Nilsson 2005). Diametergränsen för inmätt död ved varierade i dessa studier (för nordamerikanska studier, utom en; >10 cm). Den genomsnittliga mängden grov (>10 cm diameter) död ved i produktionsskog i södra Sverige är 6–7 m<sup>3</sup> per ha (Skogsdata 2007,

sid. 90, hård + mjuk ved). I Ekprojektet fann vi i snitt 14 m<sup>3</sup>/ha grov död ved och medräknades klen och fastsittande död ved (1–10 cm i diameter) var medelvärdet drygt 26 m<sup>3</sup>/ha (Nordén m.fl. 2004a). Även den klena dödveden, till exempel av asp, ek och hassel, är värdefull (Nordén m.fl. 2004b, Jonsell m.fl. 2007). Mängden grov död ved varierade mycket mellan lokalerna (från 2,2 till 32 m<sup>3</sup>/ha; tabell 3) och samvarierade inte med total grundyta för levande träd.

I en rad landskapsstudier fann vi att död ved på beståndsnivå inte bidrar till att förklara variationen i artrikedom mellan lokalerna för vedberoende eller vedanknutna organismer (Økland m.fl. 2005, Paltto m.fl. 2006, Franc m.fl. 2007,

Götmark m.fl. 2008). Dödvedsmängd på landskapsnivå var däremot en viktig positiv faktor för det lokala antalet rödlistade vedskalbaggar på ek (Franc m.fl. 2007). Förekomst av död ved från olika träd och av olika dimension berikade den lokala svampfloran (fruktkroppar) och förekomsten av både högstubbar och lågor berikade faunan av vedskalbaggar på ek (Nordén m.fl. 2004b, Franc 2007). Lokal död ved krävs för att få mycket död ved på landskapsnivå, så rekommendationer måste ges för bestånd.

Under 2008 utvidgade vi Ekprojektets skogar med 11 nya skogar (Nyhetsbrev 6; sex bestånd med ännu högre naturvärden och fem med produktionsskog utan ekrik nyckelbiotop i närheten). Provtagning av vedskalbaggar knutna till ek i dessa skogar genomfördes 2008 och materialet lades samman med de 21 skogar som studerats tidigare (Franc m.fl. 2007).

Resultaten tyder på att vid mycket hög lokal dödvedsmängd (ek) så är denna variabel viktigast för att förutsäga lokal artrikedom av ekskalbaggar. För lokal artrikedom av rödlistade ekskalbaggar var även arealen nyckelbiotoper i omgivningen viktig (Åsegård 2009). Denna studie stödjer också idén att det är värdefullt att skapa lokala ”vedkyrkogårdar”, som kan innehålla många rödlistade vedlevande ekskalbaggar (se Franc & Aulén 2008).

I en kunskapsöversikt (de Jong & Almstedt 2005) drogs följande slutsatser, med siffror som av allt att döma avser grov död ved (>10 cm i diameter): ”1. Somliga arter är specialiserade och kräver ett rikligt utbud av död ved (50 m<sup>3</sup>/ha eller mer). Dessa arter kan endast bevaras i skyddade områden. 2. Brukade skogar utanför skyddade områden med 20 m<sup>3</sup> död ved/ha tycks vara högkvalitativa habitat för många arter. 3. I områden dominerade av skog bör sådana habitat täcka mellan 10 och 30 procent av landskapet. 4. Dessa områden bör lokaliseras i anslutning till skyddade områden och områden med sällsynta arter. 5. Om den här strategin antas, kommer medelvärdet för hela Sverige vara 10 m<sup>3</sup> död ved/ha skog.”

De Jong & Almstedt framhåller behovet att öka dödvedsmängderna i områden med hotade arter. Nuvarande skattningar av dödved (>10 cm i diameter) för skogsmark visar ökning

(www.miljomal.nu) och för Riksskogstaxeringen 2004–2008 i Svealand och Götaland rapporteras 6,5 respektive 7,9 m<sup>3</sup> död ved/ha, varav 18 % respektive 25 % var död ved från lövträd. Volymen var 2–3 gånger högre i skyddade områden än utanför (Skogsdata 2009). För rödlistade arter är död ved från lövträd särskilt viktig (de Jong m.fl. 2004). För mer information om de många arter som är knutna till död ved, se Dahlberg & Stokland (2004), de Jong m.fl. (2004) och Jonsson m.fl. (2005).

Död ved måste beaktas vid naturvårdsgallring, då målet sätts upp för det framtida beståndet. Eftersom uttag minskar den framtida dödvedsproduktionen i beståndet bör minst två ringbarkade och minst två kapade medelstora (>15 cm i diameter) lövträd (eller tallar) lämnas per hektar i medelhög skog och högskog. Om dödvedsmängden understiger 10 m<sup>3</sup>/ha (diameter >10 cm) skapa fyra ringbarkade träd och fyra lågor per hektar. Endast hälften av dem bör vara björk, då det trädslaget har kort omloppstid som död ved. Räkna med att cirka hälften av de lämnade granarna faller inom några år efter åtgärden, och enstaka lövträd dör (egna observationer).

Vid biobränsleuttag i lövriska bestånd föreskriver Skogsstyrelsen att grenar och toppar av lövträd lämnas på plats (Egnell m.fl. 2001). Av hänsyn till insekter som koloniserar avvertrade lövträd, särskilt ek, så bör vid uttag stammarna (och grenar och toppar, s.k. grot, i andra sammanhang) tas från platsen innan äggläggning – se vidare Jonsell m.fl. (2007) och Hedin m.fl. (2008).

Finns det gott om grov död ved (>20 m<sup>3</sup>/ha) ökar risken att en del skadas vid naturvårdsgallring, vilket också har negativ inverkan på områdets intryck av orördhet. Överväg att lämna sådana bestånd för fri utveckling. För kulturell/estetisk naturvård är naturvårdsgallringen ett minus i kanten på kort sikt. Grupper som besöker Ekprojektets provtytor tycks ur rent estetisk synvinkel föredra dem med fri utveckling framför dem med naturvårdsgallring. Men såren efter en naturvårdsgallring läks efter 4–5 år. Då toppar och en del död ved lämnas, kan det se ”ostädad” ut de första åren efter åtgärden, vilket kompenseras av att örtfloran blommar upp och annan mark-

vegetation utvecklas. Det kan vara lämpligt att samla klenare dimensioner och ris i högar för att underlätta framkomligheten.

### Naturvårdsgallring på längre sikt: vad skapas?

Såvitt jag vet finns ingen utarbetad, testad modell redovisad i litteraturen som kan likställas med naturvårdsgallring. Vissa liknande idéer och önskemål om experiment nämns av Fuller & Peterken (1996, sid. 348) för Storbritannien och av Trombulak (1996) för östra Nordamerika. Skogens utseende och skogsbruk varierar mycket mellan länder, även näraliggande länder som Sverige, Tyskland och Polen.

Singer & Lorimer (1997) var antagligen först med att undersöka en höggallringsmetod med avsikt att förlänga livet på äldre lövträd i övre kronskikt. I Ekprojektet finner vi att de äldre ekarna reagerar positivt efter naturvårdsgallring (Götmark 2009, Nyhetsbrev 5 och 6).

Keeton (2006) introducerar en amerikansk modell för "strukturell komplexitetsförstärkning" (dvs. "mera variation i beståndet"). Brukandet ska då resultera i flera kronskikt och förhållanden som liknar "old-growth", i USA vanligen lika med skogar äldre än 150 år. Idéer för "naturnära" skogsbruk i Sverige förekommer, främst Naturkultur och kontinuitetsskogsbruk (Hazell & Thomasson 2008, Thomasson 2008). Även om dessa bruksformer kan gynna vissa arter och organismgrupper, och kan skapa attraktiva miljöer för friluftslivet, så föreslås de primärt för skogsbruk och inte för naturvård. Det innebär att äldre träd hela tiden successivt plockas bort, förutom "evighetsträd" som bör falla (eller stå kvar) under generell hänsyn.

Naturvårdsröjning och naturvårdsgallring är naturvårdsåtgärder snarare än åtgärder för virkesproduktion, även om de kan ge inkomster, kanske till och med goda inkomster ibland. Det är ännu oklart exakt vad metoderna kan skapa på sikt men potentiellt får skogen högre naturvärde på bestånds- och landskapsnivå. Flera virkesuttag bör kunna göras över tiden för att styra bestånd mot det mål som satts upp; alternativt kan beståndet övergå till fri utveckling. I Ekprojektet kan man tänka sig att styra skogsutvecklingen med

naturvårdsröjning/gallring efter att uppväxande små träd växt över den nivå där de är känsliga för viltbete. Personligen tror jag inte att matematiska framtidsmodeller (s.k. simulering), som Keeton presenterar över en femtioårsperiod för sin metod, är särskilt meningsfulla. Men modellerna används inte bara för förutsägelser, utan för att bättre förstå hur skogsekosystem fungerar (se diskussion i Kimmins 2004).

### Sammanfattning

Nya skogsskötselmetoder med visst virkesuttag men med naturvård som huvudsyfte börjar utvecklas. Naturvårdsgallring i Ekprojektet (Box 2, figur 4, tabell 3) avviker helt från konventionell gallring genom att alla eller många stora värdefulla träd sparas vid avverkning/uttag. Metoden kan gynna viktiga delar av den biologiska mångfalden och skapa flerskiktade bestånd med återväxt av trädslag, efter mål som satts upp.

Naturvårdsgallring och naturvårdsröjning (för ungsogar) avser bestånd med mer än cirka 75 % krontäckning. Vår tolkning av tio års resultat från Ekprojektet är att skötselmetoden kan rekommenderas (tabell 4). Det behövs dock långtidsuppföljningar av beståndsutvecklingen (påbörjas 2010).

Här föreslås riktlinjer för metoder i olika igenväxta lövrika skogar. Naturvårdsgallring bör även kunna utnyttjas för igenväxta skogar med tall och gran, men skötselexperiment, utvärdering och metodförslag saknas ännu. Särskilt i högsogar måste inventeringar av arter och strukturer först göras. Men även vid omfattande artinventeringar som i Ekprojektet måste skötselrekommendationerna i regel grundas på andra faktorer än funna naturvårdsintressanta arter (förutom träden, grunden för åtgärderna). Man bör beakta: (1) krontäckning, (2) sammansättning av buskar och träd, (3) markförhållanden, (4) grundyta eller volym och (5) död ved.

Bestånden som diskuteras förutsätts ha medelhöga till höga naturvärden. Skogen kan delas upp i tre höjdintervall som grovt speglar dess ålder: ungskog (ca 1–7 m hög), medelhög skog (7–14 m) och högskog (>14 m). Dessa analyseras också i avsnitt 5. Då krontäckningen, dvs. täckningen av synlig himmel från marken, överstiger cirka 75 %

utarmas ört/gräsfloran, och träd- och buskföryngringen reduceras. Minskad krontäckning genom avverkning från cirka 75–100 % ned till 55–70 % eller lägre (ungskogar) ger föryngring, ökad tillväxt hos kvarvarande träd och ökad artrikedom av bland annat gräs, örter och insekter.

Lövriska ungsskogar med över 20 % intressanta buskar och träd föreslås kunna utveckla goda naturvärden och kan vara NS i gröna planer, utvecklingsmark i naturreservat, eller leda till naturvårdsavtal. Ju yngre skogen är, desto större andel av träden kan avverkas/tas ut, då små träd som ges utrymme utvecklar stor krona och stam-diameter, och högre livslängd. Ett förslag för ungskogar är naturvårdsröjning på *upp till 70 %* av arealen. Biobränsleuttag kan ibland vara lönsamt.

För medelhög skog med >30 % intressanta buskar/träd föreslås att *upp till 40–50 %* av grundytan kapas/tas ut, till exempel bland barrträd och björk.

Lövriska högskogar är mer komplexa och bör bedömas från fall till fall; det blir där allt viktigare att även begrunda alternativet fri utveckling (NO). För ekrika högskogar (25–75 % ek), och troligen även andra högskogar där åtgärd beslutas, kan man rekommendera avverkning/uttag på *upp till 30 %* av grundytan (se vidare tabell 6).

Friska, relativt plana marker lämpar sig för åtgärderna, medan starkt lutande och mycket steniga marker kräver ytterligare undersökningar (de är i regel lämpliga för fri utveckling). Fuktiga skogar och sumpskogar kräver mer undersökningar.

I samband med att mål sätts upp för beståndet inventeras dödvedsförekomst. Om dödvedsmängden är låg (under 10 m<sup>3</sup>/ha, diameter >10 cm), skapa fyra ringbarkade träd och fyra lågor per hektar. Endast hälften av dem bör vara björk, då det trädslaget har kort omloppstid som död ved. Räkna med att en del lämnade granar faller inom några år efter åtgärden och att enstaka lövträd dör (erfarenheter från Ekprojektet). Finns det gott om grov död ved (>20 m<sup>3</sup>/ha) ökar risken att en del skadas – överväg att lämna beståndet för fri utveckling. En bedömning av volym eller grundyta (enklast) görs före avverkning och uttag. I till exempel naturreservat kan naturvårdsgällring utan uttag vara motiverad.

## 5. Lövrisk skog i södra Sverige: vad avslöjar Riksskogstaxeringen?

### Data och definitioner

Analysen av data från Riksskogstaxeringen (RT, [www-riksskogstaxeringen.slu.se](http://www-riksskogstaxeringen.slu.se)) avser området i figur 1, som även använts i tidigare RT-analyser av den lövriska skogen där (Götmark m.fl. 2005a, 2006, 2009). Området täcker in nästan all sammanhängande ädellövskog förutom några hundra hektar i Dalarna (enligt RT). En uppdelning har gjorts på tre delområden efter länsgränser, vilka kallas Syd, Mellan och Nord (figur 1). Område Syd är minst, men RT har tätare nätverk av provtytor i Blekinge, Skåne och Halland, vilket förbättrar skattningarna i delområdena Syd (och Mellan).

Lagdefinitionen på *ädellövskog* följs, det vill säga minst 70 % lövträd och 50 % ädellövträd, här baserat på trädens grundyta. Men kravet att beståndet ska vara minst 0,5 hektar kan inte tillgodoses i körningar från RT, eftersom den största ytan vid provpunkterna har en radie på 20 meter från centrum. Det innebär att mindre "fickor" av ädellöv finns med som inte skulle räknats om lagen följdes. Min bedömning från körningarna är att detta har liten eller obetydlig effekt på de skattade arealerna. Ädellövträd förekommer spritt i hela produktionsskogen, men sällan så sammanhängande att dessa träd eller plantor fångas in i RT:s provtytor så att de klassas som ädellöv (ca 70 % av alla småekar finns i annan skog i södra Sverige, men är utspridda, se Götmark m.fl. 2005a, 2006).

Jag analyserade även *övrig lövrisk skog*, med mer än 50 % lövträd (grundyta) men med ädellövskog utesluten. Det innebär att det kan finnas 0–49 % ädellövträd i kategorin övrig lövskog. I miljömålet Levande skogar definieras "äldre lövrisk skog" som skog med mer än 25 % lövträd och gränsen i denna rapport på minst 50 % innebär en skog med högre, eller potentiellt högre naturvärde. Om inget annat sägs gäller analys och siffror för skogsmark (Box 1). Således har jag uteslutit torra och fuktiga impediment, men skog på andra ägoslag i RT, som betesmark, ingår i några analyser.

Den återstående delen av den produktiva skogen i området innehåller således bestånd med mer än 50 % barrträd, data som också togs fram. RT-



körningarna avser alla provtyor besökta 2003–2007 (en femårsperiod behövs för att få bra skattningar). För skattningarna finns även medelfel (= standard error) framtagna. Kalmark (t.ex. nyligen slutavverkat) och plantskog under 1,3 meters medelhöjd uteslöts från datamängden. För jämförelsen med förhållandena 1993–1997 uteslöts den skyddade skogen, eftersom den inte inventerades i RT då. För övriga RT-data som avser 2003–2007 är skyddad skog medtagen. I volymberäkningarna ingår inte död ved. Många körningar finns också för enskilda län i området, i filer på Göteborgs universitet (FG).

### Förändringar mellan 1993–1997 och 2003–2007: mera lövträd, mätt i volym

Det totala virkesförrådet i området, mätt i skogskubik ( $m^3sk$ ), ökade med 8,5 % under tioårsperioden (ca 1995 till 2005). Ökningen var avsevärt större för lövträden (27,7 %) än för barrträden (3,3 %), motsvarande en volymökning i absoluta tal på 59 respektive 34 miljoner  $m^3sk$ . Stormarna kan ha bidragit något till denna förändring, men för lövskog/lövträd kan trenden ses längre tillbaka (Skogsdata 2005, Skogsstatistisk Årsbok 2009). Barrträden dominerar fortfarande i

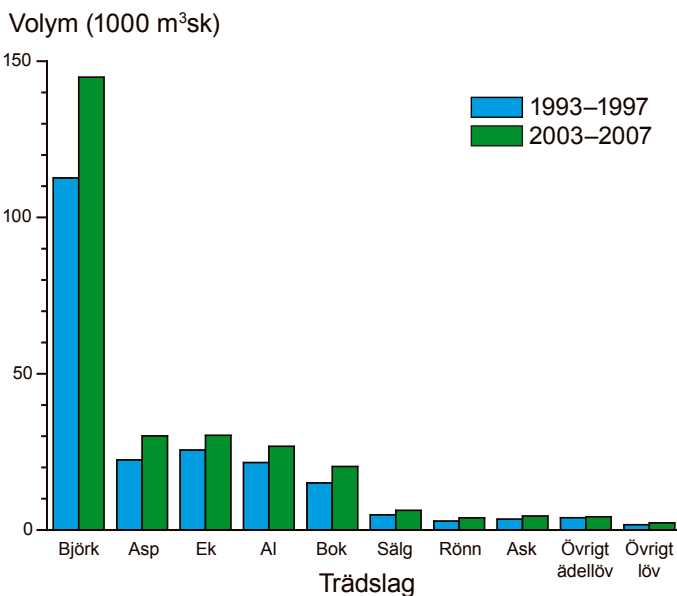
området, men deras andel av virkesförrådet minskade från 83,4 till 80,3 % under perioden.

Av figur 5 framgår att samtliga lövträd ökade på ungefär samma sätt i volym, även om ökningstakten var något svagare för ek och kategorin ”övrigt ädellöv”. Skillnaderna mellan åren är statistiskt säkerställda för alla arter utom ask (testat med 95 % konfidensintervall; ”övriga” träd ej testade). Björken svarar idag för 53 % av lövträdens virkesförråd i området.

Lövträdens volymökning har pågått åtminstone sedan slutet av 1950-talet, men har accelererat under de sista 10–15 åren (Skogsdata 2009: figur 5.2). Denna förändring och ökad mängd död ved (se [www.miljomal.nu](http://www.miljomal.nu)) kan förklara den förbättrade situationen för skogsfåglarna under de senaste 10–15 åren, där ”många negativa trender under senare år planat ut och/eller ersatts av en ökning” (Ottvall m.fl. 2008). Författarna redovisar också att lövgynnade skogsfågelarter klarat sig bättre än skogsfåglar generellt.

### Skyddad volym 2003–2007

Då Riksskogstaxeringen för första gången under en femårsperiod inventerade även skyddade områden (naturreservat och nationalparker) analyse-



**Figur 5.** Förändring i volym för lövträden i södra Sverige (se karta, figur 1) under en tioårsperiod på skogsmark. Skyddad skog är ej med, eftersom den inte inventerades i Riksskogstaxeringen 1993–1997 (arealen är liten). Data: medelvärden från Riksskogstaxeringens provtyor 1993–1997 och 2003–2007.

**Tabell 7.** Total volym (miljoner m<sup>3</sup>sk) för trädslagen i södra Sverige (se figur 1), volym i skyddade områden (naturreservat och nationalparker), och andel skyddad volym (skattningar från Riksskogstaxeringen, 2003–2007).

Trädslag	Volym, totalt	Volym, skyddad	Andel skyddad (%)
Gran	674	8,96	1
Tall	457	9,08	2
Björkar	147	2,61	2
Ekar	31,6	1,33	4
Asp	30,4	0,25	1
Alar	27,6	0,37	1
Bok	23,6	3,24	14
Sälg	6,46	1,00	3
Ask	4,58	0,12	3
Rönn	3,99	0,08	2
Contortatall	1,81	0	0
Almar	1,28	0,05	4
Lärk	1,25	0,07	6
Lönn	1,20	0,04	3
Lind	0,85	0,01	1
Sötkörsbär	0,54	0,02	4
Avenbok	0,52	0,01	2
Oxel	0,40	0,02	5
Övrigt löv	1,98	0,08	4

rade jag det skyddade ”virkesförrådet” och andelen skyddade träd i volym av hela ”förrådet” i södra Sverige. Detta ger en annorlunda och kompletterande bild av skyddet av träd (jämfört med skogstyper och areal, som normalt redovisas).

Som framgår av tabell 7 utgör gran och tall en dominerande del av den totala skyddade trädvolymen: 18 miljoner m<sup>3</sup>sk eller 68 % (34 % för gran, 34 % för tall). Men för andelen skyddad volym av gran och tall i relation till hela områdets volym av dessa två trädslag blir siffrorna låga: 1 respektive 2 %. Utifrån representationstanken för naturtyper i naturvårdsarbetet är dessa siffror inte oväntade. Vi får inte glömma att barrskogar i södra Sverige innehåller stora värden för biologisk mångfald, som också kan förstärkas (t.ex. Ek m.fl. 2003, Dahlberg & Stokland 2004, Niklasson & Nilsson 2005).

För boken är den absoluta skyddade volymen högre än för björkarna sammanslagna (tabell 7) och andel skyddad volym av total bokvolym är så hög som 14 %. I övrigt fördelar sig trädslagen ganska jämnt i procent skydd av total volym på 1–4 %, förutom lärk och oxel på 5 respektive 6 %.

Siffrorna för lind och särskilt asp på 1 % är låga för så värdefulla träd. Hela 70 % av aspvolymen i landet finns i södra Sverige, och i norr är bara 0,9 % av aspvolymen skyddad (RT-data). Skogsbruket avverkar en hel del asp och skyddet av detta värdefulla träd bör utökas.

#### Arealer av lövrika skogar

Arealen ädellövskog på skogsmark 2005 (2003–2007) omfattade enligt Riksskogstaxeringen 238 000 hektar (medelfel 7 %) i södra Sverige (figur 1). Läggs andra ägoslag in tillkommer

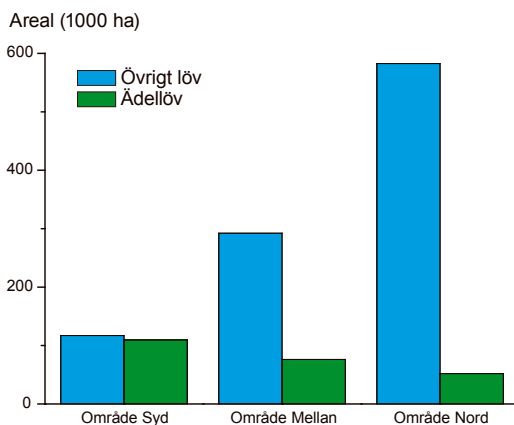
70 000 hektar på betesmark, 16 000 hektar på berg och 630 hektar på myr, alltså totalt drygt 324 000 hektar. Det innebär en procentuell fördelning av 73 % på produktiv skogsmark, 22 % på ägoslaget betesmark (gles "skog") och 5 % på ägoslaget berg (myr är försumbart). En del av ädellövskogen utnyttjas som produktionsskog, särskilt i Skåne och Blekinge; en del utnyttjas för plockhuggning och liknande; och en rätt stor del av skogen "sköts" inte (Hamilton & Mirton 1998).

Skog som är "frivillig avsättning" enligt miljömålet Levande skogar skattades av Skogsstyrelsen (2008b) till 207 000 hektar i Svealand och 187 000 hektar i Götaland, med andelar på cirka 25 % respektive 50 % lövskog/lövrisk skog. Ädellövskog var underrepresenterad i Götaland (se vidare Skogsstyrelsen 2008b).

Den formellt skyddade ädellövskogen (naturreservat, nationalparker) på skogsmark i södra Sverige kan uppskattas med hjälp av RT för 2005 och omfattade 15 750 ha (medelfel 37 %, dvs. högre, då antal provytor i stickprovet är mindre). Detta innebär att bara cirka 6,6 % av ädellövskogen är formellt skyddad (5,1 % om ägoslaget bete tas med), vilket i och för sig är mer än för den produktiva skogen totalt i området (i Götaland var 1,8 % och i Svealand cirka 1,9 % av den produktiva skogen formellt skyddad, Skogsstatistisk årsbok 2009). Men uppskattningen 6,6 % kan vara för hög, även om den sakta stiger med nya avsättningar.

En satellitbildskartering av nationalparker och naturreservat fram till och med hösten 2003 ger en skyddad areal ädellövskog (samma definition, med upplösning på ned till 20–30 m) på totalt 10 177 hektar (Naturvårdsverket 2004), det vill säga 4,3 % skyddad ädellövskog. Vad skillnaderna beror på är oklart, men satellitkarteringen har också en kategori "triviallöv med ädellövinslag" – summeras denna med ädellöv hamnar vi på drygt 13 300 hektar, vilket närmar sig RT:s skattning.

Vi kan konstatera att arealen formellt skyddad ädellövskog är liten i södra Sverige, trots fokus på denna skog i naturvärden under 10–15 år. Två skäl är att exploateringstrycket (främst skogsbruk) varit lågt, med följden att bestånden inte kommit upp på dagordningen för skydd. Detta kan komma att ändras om priserna för biobränsle

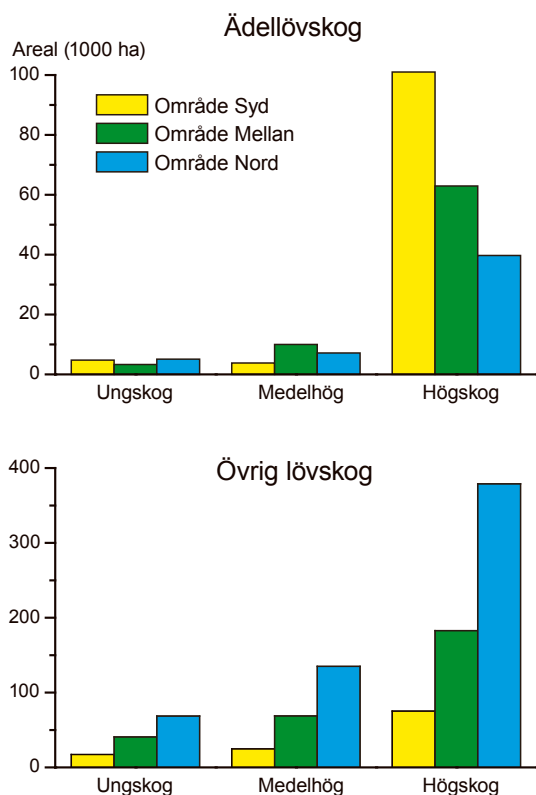


**Figur 6.** Areal av ädellövskog och övrig lövskog (>50 % lövträd) i tre delområden i södra Sverige på skogsmark (se figur 1 för geografisk avgränsning). Data: Riksskogstaxeringen 2003–2007.

ökar. Mycket av ädellövskogen är privatägd och det finns möjligheter för markägare att bedriva naturvård på egen hand, genom naturvårdsavtal eller genom stöd i Landsbygdsprogrammet. Om intresset för produktion av ädellöv ökar (Aulén 2006, [www.adellovskog.nu](http://www.adellovskog.nu)) kan eventuellt även arealerna öka – vid avverkning av ädellövskog (enligt lagens definition) måste också ny ädellövskog planteras.

Arealen övrig lövskog (dvs. lövdominerad skog) på skogsmark i södra Sverige är 992 000 hektar, drygt fyra gånger högre än för ädellövskogen. Av den totala arealen skogsmark 2005 i södra Sverige var 2,3 % ädellövskog, 11,8 % övrig lövskog och cirka 86 % barrskog (dvs. med >50 % barrträd). Av övrig lövskog var 13 500 hektar eller 1,4 % formellt skyddad 2005, enligt RT. Liksom för ädellövskog ingår inte biotopskydd och naturvårdsavtal, men de utgjorde bara ungefär 15 % av totalarealen skyddad skog i området (Skogsstatistisk årsbok 2008: tabell 5.21).

Arealen ädellövskog minskar norrut (figur 6), trots att landytan i de tre delområdena ökar norrut. I område Nord fanns 75 % av ädellövsarealen i bara två län, Västra Götaland och Östergötlands län; Mälardalen svarade således för en liten del, vilket stämmer med en analys av ekens utbredning och täthet (Götmark m.fl. 2006).



**Figur 7.** Areal av ädellövskog och övrig lövskog (>50 % löv) i södra Sverige uppdelat på skogens höjd/ålder, och områdena Syd, Mellan och Nord (figur 1). Data: Riksskogstaxeringen 2003–2007.

Arealen övrig lövskog ökar starkt norrut (figur 6), vilket delvis beror på ökad landyta. Notera att det kan ingå en hel del ädellövträd i kategorin övrig lövskog (dvs. mellan 0–49 % av beståndet).

### Den lövrika skogens höjd/ålder

För att analysera skogens höjd/ålder använder jag samma indelning som i avsnitt 4, det vill säga ungskog omfattar skog på 1–7 meters höjd, medelhög skog 7–14 meter, och högskog över 14 meter. Ädellövskogen dominerades 2005 mycket starkt av högskog; mätt i areal är ungskog av ädellöv relativt ovanlig och mönstret är detsamma i alla tre delområdena (figur 7). En större areal ädellöv i ett område, som Syd, behöver inte betyda att det finns mycket ungskog av ädellöv där (figur 7).

Övrigt löv är mer spritt på höjd/ålder, även om majoriteten av arealen är högskog i alla tre delområdena (figur 7: observera olika skalor på y-axeln).

Trots proportionellt sett mindre arealer, så är ungskogen och den medelhöga skogen viktiga för att framgent skapa mer lövrik högskog. En del av ungskogen kan vara eftersatt oröjd/ogallrad produktionsskog – och således framgår att lövrika skogar växer upp trots intensivt viltbete, utan lövplanteringar och utan hägn. Ytterligare analyser kan göras av lövträdssammansättningen för att till exempel se om björkdominansen är stor (björk kan växa upp rätt bra även vid höga vilttätheter).

Ungskog och medelhög skog skulle kunna föras över till naturvårdsskog genom målkoden NS i grön skogsbruksplan eller till formellt skydd där även markägaren kan medverka i skötseln. Fri utveckling (målkod NO) är också ett alternativ.

### Krontäckning i de lövrika skogarna

Krontäckningen är viktig vid bedömning av värdet av naturvårdsröjning och naturvårdsgallring. Vid mätning av krontäckning i RT medräknas vissa buskar som hassel, flertalet *Salix*-arter och hägg bara om de är grövre än 5 cm i diameter i brösthöjd och har ett trädlikt växtsätt. Vid skattningen medräknas samtliga träd oavsett höjd. I Ekprojektet har vi mätt från marknivå och tagit med alla buskar och träd, varför RT:s mått ska ses som lite lägre än våra för motsvarande skogstyp. I RT mäts vidare bara krontäckning i provytor där beståndet har en medelhöjd över 7 meter – resultatet för krontäckning gäller således medelhög skog och högskog och bara för naturvårdsgallring.

En relativt hög andel av ädellövskogen hade 2005 en krontäckning på över 80 % och mönstret är likartat i Syd, Mellan och Nord (figur 8). Den övriga lövskogen hade relativt sett större del skog med 60–80 % krontäckning, men eftersom det finns så mycket mer övrig lövskog är ändå den slutna (>80 %) arealen större för övrig lövskog (225 000 ha) än för ädellövskog (80 000 ha). Till detta tillkommer sedan ungskog (inga RT-data), där arealer på krontäckning över 75% gissningsvis omfattar kring 200 000 hektar (bedömt utifrån "missing values" i RT-körningen). Detta innebär att totalt minst 500 000 hektar skulle vara intres-

sant att bedöma för naturvårdsröjning och naturvårdsgallring enligt de uppsatta kriterierna.

I den mån den lövrika skogen inte avses att användas i rent produktionssyfte, kan markägaren bedöma alternativen fri utveckling, traditionell hävd, naturvårdsröjning eller naturvårdsgallring (som t.ex. NS eller NO, K kombinerade mål, naturvårdsavtal). Det rör sig om en blandning av ungsskog, medelhöga skogar och högskog, där högskog dominerar arealmässigt. En relativt stor del är som framgår igenväxt (hög krontäckning). Avverkning av bland annat barrträd kan ge inkomster i större bestånd där de utgör en väsentlig del.

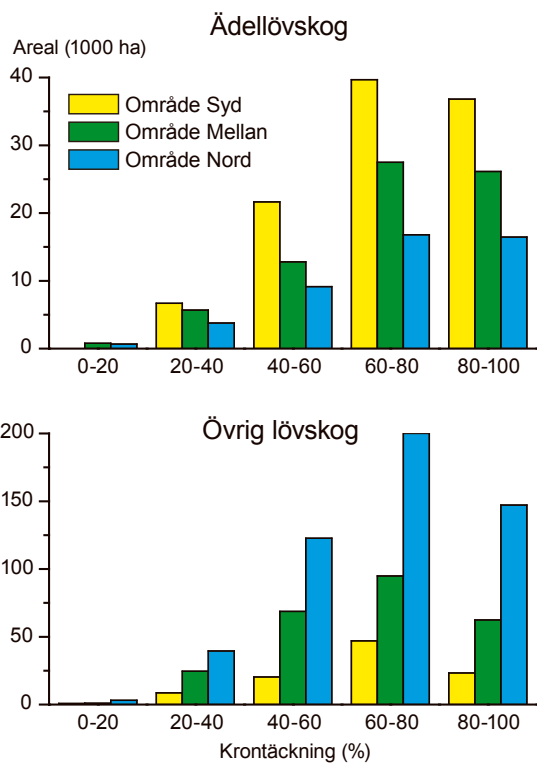
Krontäckning analyserades även för skyddad ädellövskog, som tenderar att vara mer öppen. Sammanslaget för södra Sverige föll 43 % av arealen på 60–80 % krontäckning. Siffran för all ädellövskog, skyddad och oskyddad, är lägre för 60–80 % krontäckning (35 %) och högre för >80 % krontäckning. De skyddade ädellövskogarna tycks således avvika något, och kanske sköts de annorlunda (de innehåller mindre gran, se nedan).

Riksskogstaxeringen klassar även ”huggningsklass” i den skog som inventeras (oberoende av markägarens avsikter med skogen). Det finns fem huvudtyper i RT: (A) kalmare, (B) plant- och ungskog, (C) gallringsskog, (D) slutavverkningskog och (E) blädningsskog. Procentuellt fördelas de 238 000 hektaren ädellöv på i huvudsak D (49 %) och C (43 %). Blädningsskog (E, ”träd i alla utvecklingsstadier förekommer”) är enligt RT ovanlig i ädellövskog (0,2 %). För skyddad ädellövskog var andelen D högre (70 %). Totalt 118 200 ha av hela ädellövskogen är över 70 år enligt RT-körning av Thomasson (2008).

Övrig lövskog var inte lika starkt dominerad av kategori D (38 %) och C (24 %), och blädningsskog saknas.

### Grunddyta och volym

Grunddyta uppdelades i sju klasser (intervall) för en jämförelse mellan ädellövskog och övrig lövskog. Figur 9 visar att en stor del av ädellövskogen 2005 hade grunddytor på mer än 18 m<sup>2</sup>/ha – övrig lövskog har en förskjutning mot lägre grunddytor.

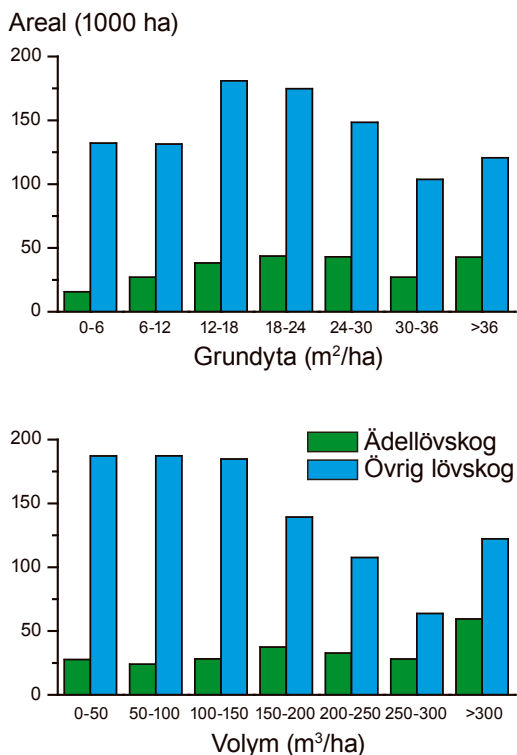


**Figur 8.** Areal av ädellövskog och övrig lövskog (>50 % löv) i södra Sverige, uppdelat på kategorier av krontäckning och geografiska områden (figur 1). Data: Riksskogstaxeringen 2003–2007.

Båda skogstyperna har relativt stora arealer av skog på mer än 36 m<sup>2</sup>/ha – sammantaget drygt 180 000 hektar. Ekprojektets utvalda igenväxta högskog varierade mellan 20 och 38 m<sup>2</sup>/ha vid starten 2000.

Ungefär halva arealen av ädellövskogen hade 2005 en volym på mer än 200 m<sup>3</sup>/ha, medan bara 30 % av den övriga lövskogen innehöll så höga volymer per hektar (figur 9). Här bidrar ädellövskogens sydligare utbredning, markerna i Skåne (hög bonitet), och frånvaro av skötsel. Skogstyrelsen (2007) rapporterar att medelvirkesvolymen för nyckelbiotoper med ädellöv (sannolikt starkt dominerade av högskog) var 162 m<sup>3</sup>/ha, och värdena var likartade för triviallövnnyckelbiotoper. De stora arealerna av övrig lövskog med låg volym (<100 m<sup>3</sup>/ha) speglar också mer ungskog och medelhög skog. Cirka 14,6 % av arealen av





**Figur 9.** Areal av ädellövskog och övrig lövskog (>50 % löv) i södra Sverige (figur 1), uppdelat på grunddyta (m<sup>2</sup>) och volym (m<sup>3</sup>/sk) per hektar. Data: Riksskogstaxeringen 2003–2007.

skogstyperna (180 000 av 1,23 miljoner ha) fanns i högsta volymklassen. För resterande barrdominerad produktionsskog i området var siffran 16,8 % (1,21 av 7,16 miljoner ha).

För övrig lövrik skog undersökte jag den sammansättning av trädslag som rekommenderades för att motivera naturvårdsröjning och naturvårdsgallring. För ungskogar (1–7 m) och naturvårdsröjning föreslogs att intressant lövandel (björk utesluten) av hela beståndet skulle vara minst 20 %. Riksskogstaxeringens uppskattning för 2005 är att det fanns 28 000 ha (medelfel 16 %) sådana bestånd på skogsmark i södra Sverige. Det kan dock röra sig om mer än 40 000 hektar (en gissning) eftersom buskar inte är med i körningen, så ytterligare RT-körningar bör göras (i vissa RT-analyser räknas också rönn och sälg, <2 cm diameter, som buskar).

För medelhög övrig lövskog (7–14 m) föreslogs en gräns på minst 30 % intressant lövandel och den uppskattade arealen är 59 000 hektar (medelfel 11 %). Här har sannolikt tillägg av buskar liten betydelse. Om man sätter samma gräns (≥30 %) för övrig lövrik högskog slutligen så är den uppskattade arealen högst där: 331 000 hektar (medelfel 5 %). Arealerna ifråga är relativt jämnt fördelade över hela södra Sverige för skogstypen (dvs. övrig lövrik skog).

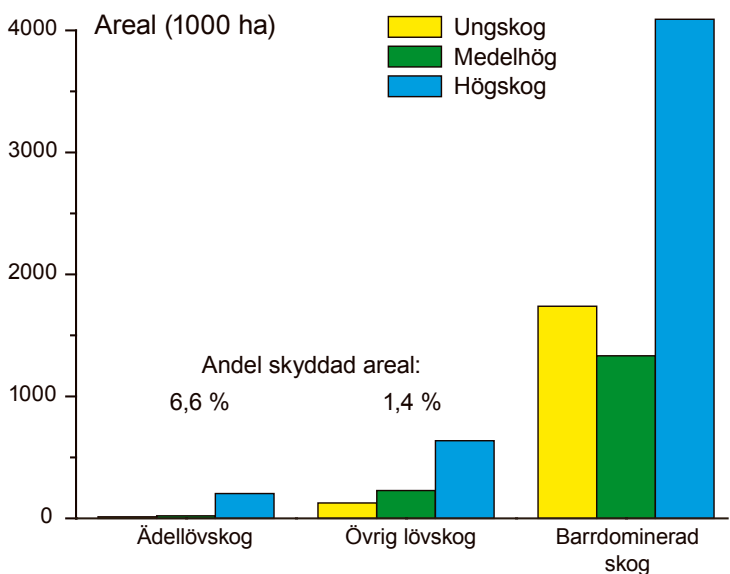
Sätter vi dessa tre arealskattningar i relation till totalarealen ungskog, medelhög skog, och högskog av övrig lövrik skog får vi en indikation på att naturvärdena ökar rätt starkt med höjd/ålder i skogstypen. De 28 000 hektaren utgör 22 % av ungskogen, de 59 000 hektaren 26 % av den medelhöga skogen, och de 331 000 hektaren 52 % av högskogen. Ju äldre/högre skogen är, desto större intressant lövandel tycks den innehålla.

Den unga och medelhöga skogen kan i större utsträckning ligga i ”fattiga” områden där björk dominerar, den kan vara kombinationsbruk av björk och barr, eller eftersatt röjning/gallring i produktionsskog. Detta anknyter till svårigheterna att öka arealen lövdominerad plant- och ungskog i miljömålet Levande skogar, trots att björk ingår (Skogsstatistisk Årsbok 2008: figur 5.7). Däremot ökar den ”äldre” (>60 år) lövrika skogen, alltså med över 25 % löv, att döma av miljömålsarbetets uppföljning (Skogsstatistisk årsbok 2008: figur 5.5).

### Skogen i södra Sverige och problem med ”granifiering”

Figur 10 sammanfattar demografi (höjd/ålder) för de tre huvudtyperna av skog i området; ädellövskog, övrig lövskog och barrdominerad skog (>50 % barr). Den senare skogstypen har en avsevärt högre andel ungskog som en följd av skogsbruk. Barrträdens dominans i skogen i södra Sverige gör att det produceras en stor mängd frön från dem, särskilt under granens kottår vilka normalt infaller vart tredje eller fjärde år. Eftersom granen är skuggtolerant kan smågranar växa upp i relativt sluten skog och trädet kan då ibland bli en svår konkurrent för stora ekar, björkar och andra etablerade pionjärträd. Samtidigt ska vi komma

**Figur 10.** Höjd/ålder på skogen i södra Sverige, fördelad på tre huvudtyper av skog: ädellövskog, övrig lövskog samt barrskog (>50 % barrträd). Skyddad areal för de två lövriska skogstyperna omfattar naturreservat och nationalparker cirka 2005. Data: Riksskogstaxeringen 2003–2007.

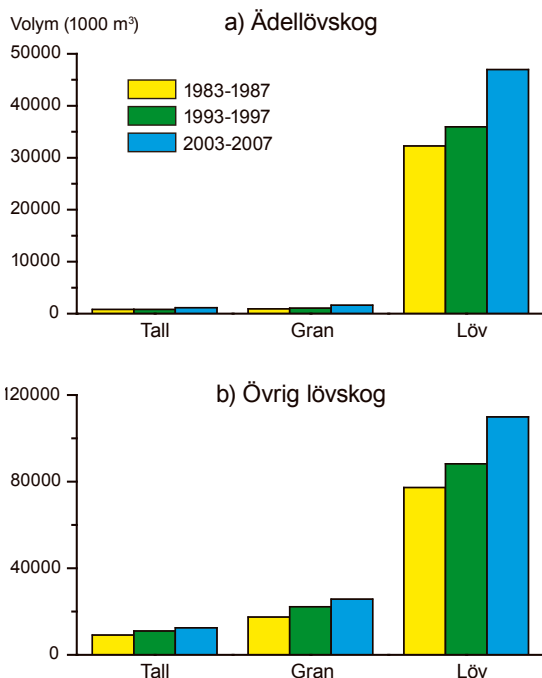


ihåg trenden från analyserna ovan, alltså att lövträden har ökat rätt snabbt på bara tio år, snabbare än barrträden i området.

Det har blivit en allt vanligare åtgärd att avlägsna granar i lövriska naturvårdsskogar, vilket rekommenderats av bland andra Hultengren (1999) och Andersson & Löfgren (2000) och aktivt praktiserats av länsstyrelser, skogsstyrelser och Sveaskog i Ekoparkerna.

För att belysa granens förekomst och framgång i lövrik skog analyserade jag med Riksskogstaxeringen volymen av tall, gran och lövträd för en tjuugoårsperiod i dels ädellövskog (lagens definition) och dels övrig lövrik skog. Jag använde perioderna 1983–87, 1993–97 och 2003–07. I absoluta tal ökade lövträdens volym mycket mer än granens volym i ädellövskog (figur 11a). Proportionellt utgjorde lövträden 94,9 % kring 1985 och 94,5 % kring år 2005; motsvarande siffror för granen är 2,7 % och 3,2 %. För övrig lövrik skog är trenden likartad, även om förstas barrträden utgör en större del av volymen (figur 11b). Proportionellt utgjorde lövträden 74,4 % av volymen kring 1985 och 74,2 % kring år 2005; motsvarande siffror för granen är 16,8 % och 17,3 %.

Således, för skog som definierats som ädellövskog och lövrik skog är det svårt att finna stöd för



**Figur 11.** Volymutveckling för lövträd, tall och gran i a) ädellövskog och b) övrig lövskog under cirka 20 år i södra Sverige. Granen ökar, men dess andel (omräknat i procent) är likartad under perioden. Skyddad skog är ej medtagen (små arealer). Data: Riksskogstaxeringen.



**Bild 11.** En trädkramande skuggtolerant gran. Dessa träd i Ekprojektets lokal vid Fårbo (naturreservatet Bockemålen) växer i provytan för fri utveckling, en gammal blandskog som att döma av flygbilder var slutet redan på 1950-talet. Här finns mestadels lövträd, men även gran (en del av dessa föll i stormen Gudrun 2005). På bilden syns en gran som växt nästan helt runt en ek. Eken lever ännu – en gissning är att eken är ungefär 80 år och granen ungefär 60 år.

Lokaler som denna med fri utveckling är värdefulla för forskning, upplevelser av relativt orörd skog och biologisk mångfald. Analyser av riksskogstaxeringen tyder på att "granifiering" av lövskogar är ett mindre problem som helhet i södra Sverige, men fler undersökningar behövs (se vidare texten). Foto: Frank Götmark, juli 2009.

en stark ökning av granen över tid, eller att granen skulle utgöra ett stort problem.

Vid körningarna i RT kunde även skyddad skog tas med för 1983–87 och 2003–07. För skyddad ädellövskog var andelen gran i stort sett noll under båda perioderna, vilket tyder på att granen där antingen aktivt plockas bort och/eller att huvudsakligen ädellövskog utan gran skyddats. För skyddad övrig lövskog ökade (absoluta) volymen av gran, men granens andel av den lövrika skogen minskade rätt mycket, från 25 % kring år 1985 till 17 % kring år 2005, vilket delvis kan bero på att gran plockas bort.

Man kan tänka sig att granifiering är ett allvarigare problem i lövrika bestånd i skogslandskap med stor andel gran. Detta undersökte jag i en körning med bara Kronobergs, Jönköpings och gamla Älvsborgs län (Sjuhärad, Dalsland) medtagna. För ädellövskogen där dubblerades enligt RT volymen av lövträd (från 3 till 6 miljoner m<sup>3</sup>) mellan 1985 och 2005. Granen ökade något, men dess andel skattades till bara 4,7 % 1985 och 5,4 % 2005.

Även för övrig lövrik skog i dessa län ökade lövträdens volym mycket (från 16 till 22 miljoner m<sup>3</sup>), medan granens absoluta ökning var blygsam och utan tendens att "ta över" i bestånden under perioden (granens andel var 22 % 1985 och 21 % 2005).

Men lövrika marker med inväxande gran kan över tiden "falla ur" skogstyperna som de definierats här, och granifieringen kan då underskattas. För att i någon mån analysera detta studerades granvolym i alla RT-provytor i södra Sverige med 5–75 % ekinnehåll (grundyta), uppdelat på andelar av gran och de tre tidsperioderna. För skog med mer än 75 % ek är granifiering knappast ett problem, så den uteslöts. I RT-körningen inkluderade jag enbart skog med medelhöjd över 7 meter (för att utesluta ungskogor av produktionskog) men även betesmarker.

Arealen skogsmark med 5–75 % ek ökade från 326 000 (1985) till 369 000 hektar (2005). Arealen betesmark med 5–75 % ek ökade under samma tid från 37 000 till 51 000 hektar (mer osäkra siffror, då stickprovet är mindre).

Figur 12 visar de skattade volymerna och tidsförändringar, uppdelade på andelar av gran i bestånden på x-axeln. Vid låga gran-andelar i "ek-skogen" (5–75 % ek) ökar granen, men bara sakta och vi kan se att volymerna av ek och övriga lövträd är stora och ökar snabbare. Det är först då vi passerar cirka 45 % granandel som granens volym ökar mera över tiden. För sådana marker är ek- och lövvolymer låga och ligger på likartad nivå över tiden (figur 12). Sannolikt finns i datamängden en del produktionsskog och igenplanterade marker där andelen gran överskrider 45 % (observera att tall inte är med). Ekar växer ofta utspridda i produktionsskog (Götmark m.fl. 2005a).

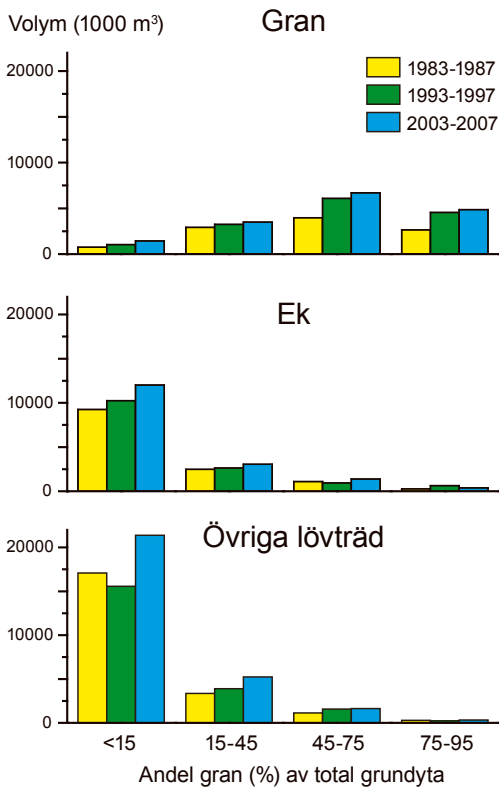
Många faktorer påverkar resultaten och kan studeras mera (t.ex. avverkningar), men sammantaget tyder de på att granifiering i lövrika marker i södra Sverige är ett mindre problem för skoglig naturvård. Det utesluter förstås inte att det kan vara rimligt att avverka granar i en naturvårdsskog, men man måste höja blicken.

### Sammanfattning

Skog och naturvårdsskogar i södra Sverige (figur 1), särskilt lövrika bestånd, undersöktes genom Riksskogstaxeringen (RT) 1993–97 och 2003–2007 (=2005 nedan). "Virkesförrådet" (volym, m<sup>3</sup>sk) ökade med 8,5 % under perioden och lövträden ökade mer än barrträden (27,7 % respektive 3,3 %), motsvarande ökning på 59 respektive 34 miljoner m<sup>3</sup>sk. Alla lövträd ökade i volym på liknande sätt (figur 5), en ökning som pågått åtminstone sedan 1950-talet.

I total skyddad volym 2005 (naturreservat och nationalparker) av olika trädslag dominerade gran och tall; 18 miljoner m<sup>3</sup>sk eller 68 % (34 % för gran, 34 % för tall). Andel skyddad volym av gran och tall i relation till hela områdets volym av dessa två trädslag är 1 % respektive 2 %. Liknande siffror gäller för andra trädslag (tabell 7), men bok når upp till 14 %.

Ädellövskog definieras som minst 50 % ädellövträd och minst 70 % lövträd. På skogsmark fanns 2005 enligt RT 238 000 hektar i området, vidare 70 000 hektar på betesmark och 16 000 hektar på berg. Totalt 15 750 hektar var skyddade 2005



**Figur 12.** Förändringar i ekrik skog under 20 år i södra Sverige. I data ingår skog och betesmark med 5–75 % ek (grundyta) där träden har en medelhöjd över 7 meter. Denna mark har sedan delats upp på andelen ingående gran i fyra klasser (x-axeln) och volymförändringar för trädslagen visas. Data: Riksskogstaxeringen.

(6,6 %, eller 5,1 % om ägoslaget bete tas med). En stor del av ädellövskogen är således oskyddad.

Arealen övrig lövskog (skog med >50 % lövträd med ädellövskog utesluten) på skogsmark var 992 000 hektar 2005. Av den totala arealen skogsmark 2005 i södra Sverige var 2,3 % ädellövskog, 11,8 % övrig lövskog, och cirka 86 % barrskog (dvs. >50 % barrträd). Av övrig lövskog var 13 500 hektar, eller 1,4 %, skyddade 2005. Ädellövskogen minskar norrut, övrig lövskog ökar norrut (figur 6).

Ädellövskogen dominerades starkt av högskog; övrig lövskog har större spridning på höjd/ålder, även om majoriteten av arealen är högskog (figur 7).

Krontäckning är viktig för att bedöma värdet av naturvårdsröjning och naturvårdsgallring i ett bestånd. En relativt hög andel av ädellövsbogen hade 2005 en krontäckning på över 80 % (figur 8). Den övriga lövsbogen hade relativt sett större del skog med 60–80 % krontäckning. Totalt är cirka 500 000 hektar i södra Sverige intressant att bedöma för naturvårdsröjning och naturvårdsgallring enligt uppsatta kriterier (se avsnitt 4). Ädellövsbogen har generellt högre volym och grundyta än övrig lövskog (figur 9). För övrig lövskog bedömdes cirka 430 000 hektar ha en träd- och busksammansättning som indikerar naturvärden, som delvis skulle kunna förstärkas genom naturvårdsröjning och naturvårdsgallring; fri utveckling och traditionell hävd är alternativa möjligheter.

Ädellövsbogen och övrig lövrik skog, på det sätt de definieras här, hotas inte generellt av ”granifiering” i södra Sverige (figur 11), ej heller i granrika län. I ekrika blandskogar (5–75 % ek) ökade ek- och lövvolymen totalt sett mer än granvolymen (figur 12). Ytterligare studier av faktorer som påverkar granetablering och granens utveckling på lång sikt behövs.

## 6. Diskussion och slutsatser

### Fri utveckling och alternativen

Redovisningen ovan var inriktad på lövrik skogsmark i södra Sverige, även om barrskog och barrinslag också analyserats och diskuterats. Skötseln på i huvudsak friska marker med relativt höga eller höga naturvärden skulle kunna inriktas på att skapa biotopvariation på bestånds- och landskapsnivå, med hjälp av alternativen fri utveckling, traditionell hävd, naturvårdsröjning och naturvårdsgallring.

För fri utveckling har vi få exempel på vad som skapas på lång sikt; vi har ingen skog på säg mer än tio hektar relativt plan mark i södra Sverige, som fått utvecklas fritt under mer än trehundra år – bestånden är alla yngre än maximiåldrarna hos tall, ek och lind. Satsningar på ”storområden” och naturvårdsrestaurering (t.ex. i Eklandskapet, Ekoparker, Biskopstorp, Söderåsens nationalpark) och försök med naturvårdsgallring (Ekprojektet) har också få år på nacken, med arbete eller försök som relativt nyligen startats. Situationen är annorlunda för boreala skogar, som i vissa fall vandrat långt på tidsaxeln för fri utveckling.

Det viktigt att söka en balans mellan alternativen inför framtida utvärderingar, snarare än att framhålla ett alternativ som generellt bättre än andra. Forskning om skoglig naturvårdsskötsel är ett ganska nytt men växande ämne, som kräver lång tid för försök eftersom skog växer långsamt. Man kan restaurera en skog för traditionell hävd (t.ex. skogsbyte) på några år, men att restaurera för naturskogs kvalitet kräver flera hundra år med det utgångsläge vi har i södra Sverige.

För skoglig naturvård finns dock en historisk tradition att bygga på. Den tidiga naturvärden i södra Sverige trevade sig fram med skydd av diverse små naturvårdsskogar i början och mitten av 1900-talet. Några framsynta personer inom Domänverket såg till att en del skog skyddades: 1950 redovisar domänstyrelsen ”11 767 ha samt 580 föremål” för hela landet, i huvudsak skog (Domänverket 1951, sid. 9). Styrelsen framhöll, på den tidens svenska, att det vore av vikt att skogliga växtsamhällen som funnes inom landets skilda delar i större omfattning än dittills lämnades – helt eller i viss utsträckning – oberörda av åtgärder



för skogens vård. För studier skall det finnas ”ett arkiv” av sådana skogliga vegetationstyper. Skriften nämner samtidigt behovet av skötsel av hävdberoende miljöer.

Vid senare tiders skyddsansträngningar för skog, på 1980- och 90-talen, sattes ofta fri utveckling som mål för naturreservat (barrskogar har dominerat starkt) samtidigt som naturvärden på annat sätt förmedlade pengar till skötsel och hävd, främst genom miljöstöd/landsbygdsprogram för värdefulla miljöer i odlingslandskapet.

Arcese & Sinclair (1997) argumenterar för skyddade referensområden med fri utveckling (”non-intervention”, eller med en bättre term ”minimal intervention”). Med hjälp av sådana områden, menar de, kan vi förstå naturen och effekterna av markanvändning i liknande ekosystem i landskap runt omkring. De diskuterar främst afrikanska nationalparker och områden med stora däggdjur, men nämner även andra områden och förslagen de ger är generella.

Läser man istället en text av den inflytelserika amerikanske skogsekologen Jerry Franklin (2003) så får i stort sett ingen tempererad skog lämnas fritt (åtminstone i USA) utan allt ska skötas på något sätt, till exempel genom kontroll av främmande arter och av mängden död ved, som anges som en risk för svåra bränder. En betoning på olika typer av aktiv skötsel dominerar sannolikt idag starkt bland forskare som publicerar sig i engelskspråkig litteratur, vilket förklarar att Arcese & Sinclairs text inte citerats så mycket (enligt databasen Web of Science).

Men många västerländska ekologer är omedvetna om de stora skogsområden, med höga naturvärden, som skyddats för i huvudsak fri utveckling till exempel i Östeuropa och i Ryssland (s.k. zapovedniks). Forskning i dessa områden inleddes i slutet av 1800-talet och forskning är ännu idag ett viktigt skäl till att avsätta och skydda zapovedniks i Ryssland (Shtilmark 2003). Andelen skyddad skog i Ryssland är ungefär densamma som i Sverige, men även i tempererad zon är zapovedniks i regel över 10 000 hektar, i några fall över 100 000 hektar. Under åren, särskilt efter 1990, har andra motiv för skydd tillkommit. Även USA har forskning knuten till sitt system av nationalparker.

Som vi sett är den formellt skyddade skogen en liten del av skog med medelhöga eller höga naturvärden i södra Sverige. Många olika markägare sköter och förvaltar naturvårdsskogar. Olika värden och motiv knutna till att skydda och förvalta skogar för naturvård får samsas. Mitt förslag för södra Sverige att lämna minst 50 % av naturvårdsskogen för fri utveckling avser *landskap*, till exempel i en kommun eller region. Ett undantag är att riktigt gamla och grova träd, särskilt hålträd av ädellöv, bör vårdas och underhållas, så som nu också sker. Ett annat undantag gäller slutanblandskog med 20–70 % ek, med förekomster av stora ekar men i regel ej hålekar, där jag föreslår att cirka 30 % av arealen bör avsättas för fri utveckling (upp till 70 % för åtgärder som hävd och naturvårdsgallring).

Förslaget att lämna minst 50 % av naturvårdsskogen för fri utveckling kan inte räknas fram – det är en allmän rekommendation byggd på denna kunskapsöversikt. Det finns minst sex argument för att ett gränsvärde för fri utveckling ska sättas relativt högt (dvs. till minst 50 %):

(1) Vi kan anta att samhällsutvecklingen, inte minst politiskt och i kristider, ibland omöjliggör fri utveckling av skog (se Shtilmark 2003 som i detalj behandlar hundra år av varierande policy och politiskt styre inom statlig naturvård), varför antalet områden med detta mål successivt kommer att reduceras.

(2) För skog som skyddas genom naturreservat kan beslut och skötselplaner revideras (Naturvårdsverket 2003), även om det inte sker ofta. För EU:s nätverk av Natura 2000-områden ska bevarandeplaner för områden (med ”gynnsam bevarandestatus” som ledstjärna) revideras vart sjätte år (Croneborg 2005). Detta innebär att inriktningen på naturvårdsförvaltningen för dessa områden kan ändras över tiden.

(3) Som vi sett är skogar som är helt eller relativt orörda mycket ovanliga och även extremt värdefulla för forskning och kunskapsuppbyggnad – ett exempel är nationalparken Białowieża i östra Polen, med stora relativt orörda delområden, där forskningen resulterat i ungefär femtusen publicerade uppsatser fram till 2008 (Marris 2008).

(4) Man kan på goda grunder anta att det estetiska upplevelsevärdet av riktigt gammal skog är mycket högt, även om besökstrycket kan komma att regleras i sådana skogar.

(5) Mot bakgrund av att många idag framhåller ”kostnadseffektivitet” inom naturvården, är det lätt att konstatera att fri utveckling är ett billigt alternativ.

(6) Uttrycken att ”göra inget” eller lägga ”dödmans hand” på ett område missgynnar fri utveckling. Traditionell hävd, naturvårdsgallring och andra former av aktiv skötsel har två drivkrafter som gynnar dem: man kan tjäna pengar (virkesuttag), och man kan anknyta till det starka intresset för historia, öppna landskap och restaurering, vilket ger arbetstillfällen (och förstås bidrar till naturvård).

För skyddade skogar där fri utveckling är en bra möjlighet men där krav på aktiv skötsel framförs, kan man som Arcese & Sinclair (1997) föreslår avsätta 50 % av arealen för aktiv skötsel och 50 % för fri utveckling. Detta kan vara en bra kompromiss då värden kolliderar och konflikter uppstår – den aktiva skötseln kan utvärderas mot en referens i samma område. Jag framhåller detta alternativ på Mångfaldskonferensen om skyddade områden i Stockholm 2009, vilket fick gehör på den efterföljande exkursionen till Tyresta nationalpark (Stedingk 2010). Förutom att 50/50-regeln kan ses som en försiktighetsåtgärd och en utvärderingsmöjlighet, så framhåller Henrik von Stedingk pedagogiska värden: besökare kan få se alternativen och ta del av naturvårdens arbetssätt. Ekprojektet utnyttjar 50/50-regeln i forskningsupplägget, som framgick i avsnitt 4. Naturligtvis kan man inte utnyttja regeln i alla naturvårdsskogar, men i tillräckligt många för att bidra till en god utvärdering.

Öppna, hävdade skogslandskap är attraktiva och gynnar arbetstillfällen, medan fri utveckling och naturskog anknyter till kulturell/estetisk naturvård på ett annat sätt: i en undersökning av vad besökarna i Tyresta Nationalpark uppskattade så rankades upplevelser av orörd natur, vildmark och lugn och ro högst (Bergquist m.fl. odat.). Det finns mycket att göra även under fri utveckling: information för friluftsliv, turism och ekoturism,

leder och kanalisering av besökare, skydd av delområden, guidning, markägarkontakter och uppföljning/forskning är exempel på aktiviteter (Emmelin m.fl. 2005, Lockwood m.fl. 2006, Dearden & Rollins 2009).

Arcese & Sinclair (1997) föreslår att vissa ingrepp under fri utveckling, till exempel bekämpande av inkommande främmande arter med klart negativ effekt, är acceptabla. I svenska naturvårdsskogar är detta i dagsläget ett litet problem, men diskussioner om vissa kärlväxter och spanska skogs-sniglar i Dalby Söderskog visar att problemen finns.

För alternativet traditionell hävd finns idag relativt stora arealer i landet (ängs- och betesmarker) – större areal än för ädellövskog, där skogsbruk också förekommer. Då de offentliga resurserna för ändamålet är begränsade (Blom 2009) kan det vara rimligt att de främst satsas på de mer öppna markerna (krontäckning <50 %) som behöver fortsatt stöd framgent. En potential finns också bland de många privata och andra skogsägarna i södra Sverige som kan bidra till att skapa skogar med värden för naturvård, genom till exempel naturvårdsinriktade skogsbruksplaner och landsbygdsprogrammet.

Skyddsvärda grova träd har under senare år inventerats av naturvården; antalet träd på över 4 meter i omkrets uppskattades till minst 35 000 (Höjer & Hultengren 2004). De allra flesta av dessa finns i eller nära odlingslandskap (i betesmarker, vid herrgårdar/slott, kyrkogårdar, i alléer och tätorter). De har ofta vuxit sig stora genom låg konkurrens från andra träd (jämfört med skogs-träd) och har stora värden knutna till sig, för arter och kulturell/estetisk naturvård. Att hålla öppet runt träden genom hävd eller på andra sätt gynna dem är väl motiverat.

Grova träd finns det således relativt gott om i kulturlandskapet, medan det inte har funnits möjlighet och tid för sådana att bli grova eller uppnå hög ålder i exempelvis ädellövskogar och blandskogar där de också kan utvecklas (Białowieża är ett exempel). I dessa skogar utvecklas också senvuxna (gamla men inte särskilt grova) träd, värdefulla för associerade arter. Dessa träd är viktiga att identifiera och spara vid aktiv skötsel, inklusive naturvårdsgallring.

Ovan framgår att mycket få områden har haft en ostörd skogsutveckling under 250 år eller mer i södra Sverige – de kan räknas på ena handens fingrar och är ovärderliga natur- och kulturprodukter. Avverkningar bör inte tillåtas i dessa områden (undantag kan vara till exempel bekämpning av inkommande främmande träd och buskar med negativ effekt). Generella förslag från naturvårdare om ”restaurering” av sådana skogar måste granskas i detalj. I landet upprättas sedan ett antal åtgärdsprogram för hotade arter eller miljöer (se Naturvårdsverkets hemsida), vilket är en del i miljömålet Levande skogar. De åtgärdsprogram som behandlar hotade skogsarter kan ställa till problem om en övergripande naturvårdsförvaltning för (gamla) naturskogar saknas.

Ett exempel rör Siggaboda naturreservat i södra Kronobergs län, ett litet bok-granskogsområde med lång tid av fri utveckling, som varit värdefullt för utveckling av naturvärden och forskning. Malmqvist m.fl. (2006) redovisar ett åtgärdsprogram för sex hotade bokskogsarter: fyra skalbaggar (röd ögonknäppare, rombjättekäppare, groppig blombagge, bokblombock), igelkottaggsvamp och bokporlav. För att gynna arterna i Siggaboda (flera av dem finns även i andra områden) föreslår författarna att man bör fälla granar för att gynna bok i delområden i reservatet, samt transportera boklägor till reservatet (Malmqvist m.fl. 2006, sid. 36). Med tanke på de tusentals andra arter som gissningsvis finns i gammelskogen i reservatet så kan man undra vilka åtgärder som kommer härnäst och hur avvägningar ska göras mellan arterna. Även granar har en värdefull mångfald knuten till sig i detta område (vilket också påpekas och diskuteras i rapporten).

Det är intressant att samtidigt läsa länsstyrelsens, i mitt tycke kloka, publika information om Siggaboda naturreservat: ”Detta fantastiska ’John Bauer-landskap’ har oavbrutet rymt skog i mer än 2700 år! Boken kom in i området för ca 950 år sedan i samband med en mindre brand i den då ek-, lind- och hasseldominerade skogen. Granen vandrade in norrifrån först för ca 200 år sedan. Här möts dessa två giganter vid gränsen för sina naturliga utbredningsområden och konkurrerar om marken. För skogsforskningen är det

fantastiskt värdefullt att kunna följa den naturliga utvecklingen.” (Länsstyrelsen Kronoberg, 2003).

Man kan tillägga att många människor sannolikt upplever orördhet eller relativ orördhet som en extra kvalitet i ett område som detta (således ett kulturellt/estetiskt argument för naturvård). Se vidare avsnitt 3 om barkborrar som hade dödat 19 % av gammelgranarna 2007 och om granar som tycks missgynnas av klimatet, jämfört med bok.

### Naturvårdsgallring och traditionell hävd

Naturvårdsgallring kan utnyttjas för ekrik blandskog (ca 20–70 % ek), om krontäckningen överskrider cirka 75 %. Men ju äldre skogen är – särskilt om inte avverkningar gjorts på mer än 150 år – desto viktigare bör ett beslut om fri utveckling vara, eftersom skogen färdats länge mot naturskog och tid är vunnen. Därför kan naturvårdsröjning och naturvårdsgallring vara särskilt lämpliga för produktionsbestånd som lämnats fritt eller bara röjts/gallrats svagt under de senaste femtio åren, även ungskogar och medelhöga skogar. I den situationen kan större träd i beståndet genom åtgärderna få bättre möjlighet att bygga ut kronor, bli grova och gamla.

Förutom ”eftersatt” lövrik produktionskog kan naturvårdsröjning/gallring utnyttjas i till exempel stadsparker med mer naturliga partier och tätortsnära skogar av olika typ (Hedström & Söderström 2008), och slutna skogsbryn mot åker och våtmarker – principerna i avsnitt 4 ska tillämpas om åtgärderna ska kallas naturvårdsröjning/naturvårdsgallring.

För traditionell hävd i olika former kan man utnyttja marker som har intressanta ljuskrävande arter (kärnväxter och lavar är enklast att utgå från) och framför allt, redan relativt öppna marker (kronslutning lägre än ca 70 %). Aronsson (2009) resonerar om behovet av hävd i skogsmiljöer, värden som gynnas och initiativ som tas; skogar dominerade av barrträd ligger ofta på gamla utmarker och kan likaväl som lövrika marker från inägor utnyttjas för hävdalternativet. Hamlade träd indikerar en form av hävd och har en rätt stark östlig/sydöstlig utbredning i södra Sverige (figur 10 i Skogsstyrelsen 2007, baserat på nyckel-



**Bild 12.** Tre naturvårdsintressanta kärlväxter som gynnats eller kan ha gynnats av den lägre krontäckningen i Ekprojektets skogar efter naturvårdsgallringen 2002–2003. Skogsklockan *Campanula cervicaria* dök upp i ett exemplar efter naturvårdsgallringen vid Ulvsdal, strävlostan *Bromopsis benekenii* ökade från 4–5 exemplar före, till minst femtio exemplar efter naturvårdsgallringen vid Fårbo (naturreservatet Bockemålen). Trolldruva *Actaea spicata* nykoloniserade enstaka lokaler eller fick ökad vitalitet per planta (tillfälliga observationer). De två första arterna är rödlistade. Foto: Frank Götmark, 2007–2009.

biotopsinventeringen). Grova träd med mulm har en stor utbredning, ej starkt sammanfallande med hamlade träd (figur 9 i Skogsstyrelsen 2007). Att döma av nyckelbiotopsinventeringen är hamlade och grova mulmträd mycket fåtaliga norr om limes norrlandicus (Skogsstyrelsen 2007), vilket visar en tydlig skillnad mellan södra Sverige och boreal skog.

Nyckelbiotoper med gammal sälg och med spår av bränder ökar däremot starkt norr om limes norrlandicus (figur 11–12 i Skogsstyrelsen 2007). Mycket av detta är hävdspår och det kan vara rimligt att utnyttja eld i skogen i norr för traditionell eller ”modern” hävd, som många förespråkar. Som

nämnts ovan bör det ske i balans med fri utveckling och långsiktig utvärdering och forskning. Likaså borde naturvårdsgallring testas i försök i igenväxta tall-granskogar där granen är på väg att börja dominera. Bränning och naturvårdsgallring kan med fördel testas i samma område.

Helldin (2008) föreslår anläggning av hamlings- och skottskogar i modern tappning för både biologisk mångfald och biobränsle-uttag. Detta skulle kunna gälla även bestånd utan hävdspår och nyplanteringar av ”särskilt ask, alm, lind, ek, rönn, bok, sälg, pil och al”. Om det bedöms som ekonomiskt och naturvårdsmässigt intressant och testas, så bör man även undersöka hur det inverkar

på trädens utveckling och dödlighet (referensområden med matchade och liknande obehandlade träd krävs). För ytterligare råd om traditionell hävd för olika skogstyper, se Andersson & Löfgren (2000).

Åtgärder som naturvårdsgallring och traditionell hävd i skog kan gynnas genom NS-skötsel i Gröna planer, formellt skydd inklusive naturvårdsavtal, landsbygdsprogram, via stiftelser, kommunal parkskötsel och turismsatsningar. Avverkningarna kan ge extrainkomster, till exempel för biobränsle om efterfrågan fortsätter att stiga. Planera för återväxt av värdefulla träd i samma eller i näraliggande område.

Särskilt i storområden (>1000 ha, avsnitt 3) är kombinationer av fri utveckling, naturvårdsgallring och/eller traditionell hävd fördelaktiga. Detta anknyter till begreppet mosaikmarker, där småskalig biotopvariation förekommer eller skapas. Arter i en rad organismgrupper, bland annat insekter, utnyttjar olika biotoper eller substrat under sin livscykel och deras överlevnad gynnas om de lätt kan nå de olika biotoperna (Andersson & Löfgren 2000, Niklasson & Nilsson 2005). Variationen i miljöer blir också ett extra plus för besökare i området. Pärt & Wretenberg (2007) använder begreppet "mosaiklandskap" och analyserar dessa mot skogsbygd och slättbygd på stor skala i södra Sverige (samma område som i figur 1). De finner att odlingslandskapets fågelfauna inte missgynnats på samma sätt i mosaiklandskap som i skogs- och slättbygd, vilket indikerar betydelsen av biotopvariation.

Men den aktiva skötseln kan lätt ta överhanden i storområden. Om den sker över en stor del, och om den sker i de flesta storområden i södra Sverige, finns risk att större naturskogsområden med minimal mänsklig påverkan aldrig skapas. Detta gäller särskilt lövrika storområden. Med undantag av Mittlandsskogen på Öland tycks de största nuvarande områdena på mer än 2000 hektar produktiv skog vara rätt starkt barrdominerade (se tabell 2, men mer data behövs).

Rädslan för alltför slutna skogar och "granifiering" av värdefull lövskog är uppenbarligen stor, men analysen av Riksskogstaxeringens data tyder på att granifiering är ett mindre problem, även om

det förstås förekommer. Vi får inte glömma det stora värdet av blandskogar för artmångfalden och att blandskogar kan ses som naturliga i stora delar av södra Sverige. I storområden, som i Tyresta, brinner det förr eller senare även vid stark brandbevakning (1914 och 1999 i Tyresta) och lövträd och tall gynnas.

Att inte granen ökat starkt över tiden i lövrika skogar kan delvis vara en effekt av naturvårdshuggningar och reduktioner av granar i NS-marker och nyckelbiotoper under de senaste femton åren. I en återinventering av ädellövskogar efter tjugo år (2005) i Västra Götaland rapporterades att granen inte ökat nämnvärt under perioden (Finsberg & Stenström 2007), i överensstämmelse med resultaten från Riksskogstaxeringen. Även om granar ofta förekom, så var deras förekomst liten och reservaten skilde sig inte från övriga ädellövskogar. Inlandslokaler hade mer gran än kustlokalerna (Finsberg & Stenström 2007).

Några studier tyder på att granen i naturvårdsskogar redan missgynnas av klimatförändringar: dels data från Białowieża (Bernadzki m.fl. 1998) och dels data från Siggaboda (Bolte m.fl. 2009). Om inte granen finns intill lövslogen, som i fallet Dalby Söderskog, är det osannolikt att den ökar där, men långtidsstudien på Vessers udde fann inget stöd för granökning trots att granen fanns där. Det är inte ovanligt att se stora granar utan nämnvärd föryngring i slutna lövrika bestånd, vilket bör undersökas mera (man kan slumpa ut ett antal orörda eller relativt orörda nyckelbiotoper för närmare studier). Granar missgynnas också av stormfällning (Grahn 2006, Nyhetsbrev 5) och barkborreangreppen därefter riskerar att reducera gamla granar i dålig kondition i naturvårdsskogar, vilket skett på flera håll.

Urban Emanuelsson (2009) presenterade nyligen en utförlig genomgång av människans omfattande historiska inverkan på europeiska ekosystem, inklusive historiskt nyttjande av träd på olika sätt. Många områden förändras relativt snabbt efter att äldre hävdformer upphör och folk alltmer samlas i städer, en process som pågått i mer än hundra år i södra Sverige. I en "ideologisk diskussion" (sid. 346) urskiljer Emanuelsson två inriktningar inom naturvård, "vildmarkstradi-



tionen” och ”kulturlandskapstraditionen”. Olika länder skiljer sig, delvis av historiska skäl. I USA har begreppet ”wilderness” haft stor betydelse, medan exempelvis britter ofta betonar skötsel av kulturlandskap (Henderson 1992, Sutherland 2002, Ausden 2007).

Mot bakgrunden av omfattande historisk påverkan och hävd skriver Emanuelsson att ”Vildmarkstraditionen kan delvis sägas vara grundad i kunskapsbrist. Begrepp som klimaxsammhälle och naturlig vegetation antyder att det finns ett statistiskt stadium som människan har förändrat – avlägsna människan så återgår naturen till ett önskat vildmarksstadium.” Vidare, ”... vildmarkstraditionens anhängare (...) har snarare haft en värderingstrappa där de mest opåverkade områdena varit de mest värdefulla, medan artrika men tydligt människopåverkade områden setts som mindre värdefulla.” Men de stora internationella läroböckerna i ekologi urskiljer inte bara ett klimaxstadium (se avsnitt 2) och rätt få personer ser nog naturskogar i södra Sverige som ”vildmark”. ”Vildmarkskänsla” kan vara ett bättre begrepp, som speglar människors upplevelser. Det är bra att upplysa om att många naturskogar har rötter i omfattande kulturpåverkan, men samtidigt är fri utveckling ett viktigt alternativ, som framgått ovan (se även Landres 2010, Paillet m.fl. 2010).

Internationella naturvårdsunionen (IUCN) arbetade länge med att få fram en internationell klassificering av skyddade områden, som de uppmanar alla länder att använda (Chape m.fl. 2008). Typ 1b är ”Wilderness area: Protected area managed mainly for wilderness protection”. Både globalt och i Europa utgör typ 1b små arealer, jämfört med andra områdestyper. I Sverige utgörs så mycket som 70 % av den skyddade arealen av typ 1b (Birkne & Löfgren 2002), men det är nordliga områden – i södra Sverige når endast ett län över 1 % för typ 1b (Gotland, 1,9 %). Ett kriterium för södra Sverige är områdesstorlek på 500 hektar (se vidare Birkne & Löfgren 2002).

Man kan tycka att ”vildmark” inte är ett lämpligt ord, oavsett IUCN:s terminologi. Relativ mänsklig påverkan eller grad av orördhet är mer neutrala termer. Då skogsägaren upprättar

sin Gröna skogsbruksplan kan begreppen och alternativen som behandlats i denna uppsats vara lämpliga, för PF/K, NS och NO-skötsel. Historisk markanvändning intresserar många skogsägare och traditionell hävd är en av flera möjligheter. Den stora övergripande frågan om hur stor del av de sydvenska naturvårdsmiljöerna som bör skötas eller förvaltas som kulturlandskap eller som naturlandskap återstår att diskutera. Det mer öppna kulturlandskapet och dess hävd styrs idag mycket av EU, politik och bidrag (Olsson 2008, Emanuelsson 2009).

Ett stort problem idag är att det saknas underlag för att överblicka och närmare analysera hur naturvårdsskogarna i södra Sverige sköts. En stor andel av naturvårdsskogen är ”frivillig avsättning” eller Gröna planer på privata marker, bolagsmarker, i stift och kommuner. Vi vet mycket lite om avvägningar mellan PF/K, NS och NO för dessa skogar och undersökningar är önskvärda. Sveaskog redovisar successivt sina Ekoparksplaner på sin hemsida, vilket är föredömligt. För formellt skyddade områden, nyckelbiotoper och andra skogar med naturvärden är det svårt att få fram information som kan ligga till grund för djupare analyser av nuvarande skötsel och skogsstruktur. Naturvårdsverket och länsstyrelserna har startat ett arbete med en databas (SkötselDOS) som i framtiden kan bli värdefull. Skogsstyrelsen ser över skötsel och skydd i biotopskydd och naturvårdsavtal.

På mindre skala, till exempel kommun eller del av kommun, kan man gå igenom befintlig information om formellt skyddade skogar och deras skötsel. Privata och övriga naturvårdsskogar kan eventuellt också analyseras på kommunal nivå (tillstånd, värden, målklasser, genomförda åtgärder). Flyg- och satellitbilder är värdefulla för översiktlig analys på regional- och landskapsnivå, för att närmare bedöma skötselalternativen.

Relevanta analyser av skog i sammanhanget från flyg- eller satellitbilder saknas mig veterligen. Satellitbilder har använts för att kartera och arealuppskatta skogstyperna i skyddade områden i länen (Naturvårdsverket 2004, omdrev/uppdatering pågår). I detta arbete finns bara skogar med 70 % krontäckning eller mer med, medan mer

öppna skogsmarker saknas. Det vore värdefullt med analyser med uppdelning på till exempel 30–50, 50–75 och 75–100 % krontäckning, via satellit- eller flygbilder. Troligen är IR-bilder mest lämpliga, men på internet finns också andra bilder, och rutiner/metoder för analys av flygbilder av naturvårdsskogar bör tas fram.

### Slutsatser och rekommendationer

- Naturvårdsskötseln för skogar med naturvärden kräver ett utvecklat tidstänkande – höga naturvärden kan skapas genom långvarig succession (>250 år) under fri utveckling, som även kommer att inkludera störningar. Naturskogar där inte avverkningar skett på trehundra år eller mer är extremt ovanliga i det europeiska låglandet och i södra Sverige. Långtidsstudier tyder på att det är svårt att förutsäga naturskogars utveckling, men det tar tid att utveckla gamla och grova träd och stor mängd död ved.

- Ett förslag är att minst 50 % av naturvårdsskogarna på landskapsnivå (t.ex. kommunnivå) avsätts för fri utveckling, spritt över skogstyper (för sluten ekrik skog, se nedan).

- För skog som identifierats som värdefull eller potentiellt värdefull för naturvård, och för de allra flesta skogstyper i södra Sverige, är traditionell hävd ett kompletterande alternativ i skötseln. Naturvårdsgallring är ett annat alternativ som testas i Ekprojektet. Alternativen kan användas i gröna skogsbruksplaner (NS, NO, PF/K), i formellt skyddade områden, i tätortsnära och andra skogar.

- Eftersom det finns lite skyddad skog och många skogsägare i södra Sverige (>200 000) är de alla viktiga för skoglig naturvård. Många skogsägare har ett naturvårdsintresse, men medelåldern är hög (55–60 år) och nya skogsägare tillkommer. Kontinuerlig utbildning, rådgivning och ekonomiskt stöd för naturvård är viktigt, liksom kontroll av att lagar efterlevs.

- Ädellövskogar och andra lövskogar förknippas oftare än barrskogar med behov av traditionell hävd, av historiska, estetiska och andra skäl. Naturvärden behöver också skapa lövdomine-

rade eller lövrika naturskogar med avsaknad av huggningar (på >250 år). Vid traditionell hävd eller naturvårdsgallring, utnyttja om möjligt 50/50-procentsregeln och avsätt halva arealen eller närliggande område för fri utveckling. Hävd kan utnyttjas även för barrdominerade naturvårdsskogar med spår av äldre bruksformer. Mer långsiktig forskning krävs, till exempel för att utvärdera brand som skötselmetod, på liknande sätt som naturvårdsgallring.

- Biotopvariation i naturvårdsskogar gynnar generellt den biologiska mångfalden (och sannolikt generell upplevelsevärden), och variation skapas genom succession, naturliga störningar, traditionell hävd och naturvårdsröjning/gallring. Större förändringar i små isolerade naturvårdsskogar kan vara negativa, men undersökningar saknas.

- I större naturvårdsskogar, på hundra eller några hundra hektar, ökar möjligheterna av använda flera skötselalternativ. Vid omfattande aktiv skötsel, behåll delar med fri utveckling för utvärdering. Det finns få ”storområden” för naturvård (>1000 hektar) med sammanhängande skog i södra Sverige. Några av dem bör få domineras av fri utveckling, som kan vara svår att upprätthålla utan lagligt skydd över de långa tidsrymder som krävs – uppåt 500 år. Genom skoglig naturvårdsrestaureering (omföring av produktionsskog, beskogning av mark) kan naturvårdsskogar utökas i storlek.

- Genom naturvårdsröjning/gallring kan man styra ungskogar (1–7 m höga), medelhöga skogar (7–14 m) och högskogar (>14 m) mot önskad trädslagssammansättning och struktur. Naturvårdsröjning/gallring är motiverad om krontäckningen (från marknivå) överskrider cirka 75 %. Alternativen fri utveckling eller hävd bör också beaktas. Totalt cirka 500 000 hektar lövrik skog är enligt en analys (Riksskogstaxeringen) av intresse att granska för naturvårdsröjning/gallring, och naturvårdsavtal. Det finns inga krav på att virke tas ut vid naturvårdsgallring (i t.ex. reservat kan virket lämnas), men uttag, inkomst och biobränsle kan uppmuntra denna naturvårdsåtgärd.

- Naturvårdsröjning/gallring kräver ett mål för beståndet innan åtgärder, vilket kan integreras

med Grön skogsbruksplan (dvs. NS eller K). För vissa bestånd (t.ex. ekrika) kan målet vara specifikt, men enkla mål som "blandskog" är också acceptabla. De äldsta träden ska stå kvar och utvecklas (och dö) och förnyringen styrs mot flerskiktat bestånd. En allmän regel är att ju äldre bestånd, desto mindre uttag/avverkning; större uttag än cirka 30 % av grundytan bör inte göras i lövrika högskogar med naturvärden. Död ved lämnas så att mängden överstiger 10 m<sup>3</sup>/ha; finns det mer, ska ändå skapad död ved lämnas som kompensation för uttag.

- Gran kan eventuellt tas ut, eller ringbarkas och lämnas, i igenväxta lövblandskogar med naturvärden. Men trädet bidrar också till den biologiska mångfalden. Analysen av Riksskogstaxeringen 1985–2005 tyder på att "granifiering" är ett mindre problem i sydsvenska lövrika skogar. Om det bara finns spridda granar är det inte motiverat att avlägsna dem. Fler undersökningar av granens förnyring i lövrika naturvårdsskogar behövs.
- Naturvärden har på senare tid kartlagt jätteträd (främst ekar) i kulturlandskapet. Dessa gamla klenoder kräver ofta åtgärder för att på sikt öka deras överlevnad. Studier tyder på att frihuggning är positiv, men körning med tunga maskiner runt trädet kan vara negativt, särskilt på leriga marker (att gräva invid träden kan döda dem).
- Kring ekar på cirka 40–100 cm i brösthöjdsdiameter, och åldrar på ungefär 125–250 år, finns ofta andra träd och trädslag i blandbestånd. Detta är en vanlig reservats- och NS/NO-miljö, som resultat av igenväxning. För ekandelar på cirka 20–75 % i beståndet är traditionell hävd eller naturvårdsgallring bra alternativ, under förutsättning att återväxt av ek planeras om yngre ek saknas. Ett förslag från Ekprojektet är att 30 % av dessa miljöer lämnas för fri utveckling, spritt på landskapsnivå, bland annat för att få referenser för skötselalternativen. För bestånd med mer än 75 % ek, som inte anlagts för virkesproduktion, kan en större andel av bestånden lämnas för fri utveckling.
- En liten del av den totala ädellövskogen (ca 6 %) och den lövrika blandskogen (1,4 %) var

2003–2007 formellt skyddad enligt Riksskogstaxeringen. Därtill kommer nyckelbiotoper, frivilliga avsättningar och andra naturvårdsskogar. Vår bild av naturvårdsskötseln är oklar – data, analyser och sammanställningar saknas för NO/NS-bestånd, nyckelbiotoper och formellt skyddade områden. Mer och bättre data behövs. Vi vet heller inte hur vanligt det är med selektiva, mindre avverkningar som kan skada naturvärden. Många aktörer är inblandade och har ett ansvar för att förbättra Sveriges naturvårdsansesende internationellt, vad gäller skydd och de skötselalternativ som redovisas i denna rapport.

### Sammanfattning

Den svenska modellen för skoglig naturvård kombinerar olika former av hänsyn i skogsbruket med skydd och skötsel av skogar med höga naturvärden. Här behandlas skötsel och "icke-skötsel" av lövrika ( $\geq 50$  % lövskog) och andra skogar i södra Sverige (figur 1). Tre åtgärder gynnar många och delvis olika arter i sådana skogar: (1) fri utveckling mot naturskog, den "metod" som bidragit till att skapa många nyckelbiotoper, (2) traditionell hävd, det vill säga äldre former av markanvändning i skog (främst bete, hamling och slätter) och (3) naturvårdsgallring, styrning av skogen för naturvård genom anpassade mindre avverkningar (t.ex. för biobränsle, men död ved kan också lämnas). "Artskötsel" kan läggas till som ett fjärde alternativ, för enstaka, särskilt värdefulla eller starkt hotade arter. I ett större perspektiv kan även skogliga naturvärden skapas genom restaureringsåtgärder, till exempel omföring av produktionsskog och jordbruksmark.

Den teoretiska bakgrunden för naturvårdsskötseln är dels ekologisk, dels kulturell-estetisk. Ekologer inventerar och studerar arter, trädslag, trädstorlekar, dödvedsmängd, biotoper och strukturer som karaktäriserar naturskogar. Sedan drygt tjugo år framhåller forskare inom ekologin att den skogliga naturvärden bör efterlikna naturliga skogslandskap och störningar som förekommer där (stormar, bränder, frost, torka och annat som dödar och faller träd). Dessa störningar skapar substrat och strukturer och bidrar till variation i öppenhet. Samtidigt har ett långtidsperspektiv,

som är viktigt för att utveckla och förstå naturskogar, fått stryka på foten i skötselsammanhang. Succession (riktad förändring i vegetation och struktur) under lång tid skapar naturskog och alternativa former av klimax, i kombination med naturliga störningar.

Kulturell-estetisk naturvård omfattar miljöetik och mänskligt nyttjande av skogen, till exempel friluftsliv, rekreation och undervisning. Denna del av naturvården behandlas, men i mindre utsträckning. Skötselsförslagen har en kulturell komponent och innehåller värderingar, som varierar över tiden. Ett problem är att faktaunderlaget ofta är dåligt.

På produktiv skogsmark fanns 2005 (dvs. 2003–2007, Riksskogstaxeringen, SLU) cirka 238 000 hektar ädellövskog i södra Sverige (324 000 hektar om annan mark, främst betesmark, tas med). Av övrig lövrik skog (>50 % löv) utan ädellöv fanns 992 000 hektar och tillsammans utgör de två kategorierna 14 % av skogsarealen i området. Av ädellövskogen var 2005 cirka 13 000–15 000 hektar skyddade i naturreservat och nationalparker (mindre än 6 % av ädellövskogen); av övrig lövrik skog var cirka 13 500 hektar skyddade (1,4 %).

Huvuddelen skyddad skog i området består av skog med gran, tall, björk och bok. Boken har högst skyddad andel av "virkesvolymen" (14 %) och asp lägst andel (1 %). "Granifiering" av lövrika marker var ett mindre problem än förväntat i södra Sverige (analys för 1985–2005). En stor del av de värdefulla lövrika markerna ägs av privatpersoner, bolag, stift och kommuner, som avgör skogens framtida utveckling och skötsel.

Från ungefär 1990 och framåt riktas kritik mot fri utveckling i naturvårdsskogar, inklusive naturreservat – hävdalternativ framhålls för lövrik skog där spår av äldre markanvändning finns. För barrdominerade skogar framhålls naturvårdsbränning som värdefull. Kulturspår i högskogar finns kvar mycket länge, oavsett skogstyp (många hundra år). För vissa skogar, till exempel med ekinslag (ca 20–70 % ek, högskog), finns goda argument och stöd för att biologisk mångfald gynnas av hävd och naturvårdsgallring, men fri utveckling krävs för delområden även av dessa skogar, bland annat

för utvärderingen av aktiv skötsel. Skötsel för enstaka arter (utom träd och buskar) blir i praktiken sällan aktuell, eftersom naturvårdsskogarna ofta är dåligt inventerade och dessutom mycket artrika. Men inventeringar är värdefulla och bör alltid uppmuntras – och de bör föregå åtgärder.

Värdet av fri utveckling förbises ofta genom starkt fokus på historia och kort tid bakåt. Fri utveckling har format många nyckelbiotoper i södra Sverige under mindre än hundra år. Vissa nyckelbiotoper har gamla vidkroniga träd (främst ek) från tidigare hävd, vilka bör gynnas om de hotas (fri utveckling kan också vara ett alternativ). Uppemot femhundra år krävs för att skapa fullgod naturskog, eftersom till exempel tall, ek och lind kan bli mycket gamla. "Tidstänkandet" (framåt, bakåt, långa tidsepoker) behöver utvecklas i skoglig naturvård. Den biologiska mångfalden i lövrika och andra skogar gynnas generellt av biotopvariation och trädslagsblandning; en blandning av fri utveckling, hävd och naturvårdsgallring på bestånds- och landskapsnivå är positivt.

Minst 50 % av naturvårdsskogarna bör avsättas för fri utveckling – målet bör sättas högt, eftersom det motverkas av samhällsförändringar och nya beslut i framtiden (arealen naturskog är mycket liten i lågländet i Europa).

Bränning kan i stor utsträckning ses som en förhistorisk/historisk hävdform, eftersom både jägare och samlare och bönder ofta brände skogen. Naturvårdsbiologer framhåller värdet av naturvårdsbränning, som idag bara sker på små arealer. Bränning är en besvärlig metod och kan vara olämplig i vissa reservat och områden med höga naturvärden (t.ex. gamla träd).

Långtidsstudier av fri utveckling visar oväntad dynamik, och förutsägelser om skogens utveckling är uppenbarligen svåra att göra. Storm, snö, extrem frost och torka, angrepp av svampar och insekter, konkurrens och självgallring formar naturvårdsskogar om de utvecklas fritt, ibland även på kort sikt.

Storområden för naturvård (över 1000 hektar) kan vara lämpliga för naturskog, men sådana områden omfattar idag liten areal i södra Sverige (75 000–140 000 hektar); hävd och annan skötsel bedrivs också där. Det finns argument för att inte

alltför mycket ändra skogsmiljön i små isolerade fragment av naturvårdsskogar. Skötsel i ett landskapsperspektiv kräver mer forskning och utredning.

Vissa skogar, främst lövrika skogar (>50 % lövskog) sköts extensivt eller inte alls för produktion, och produktionsröjningar och produktionsgallringar är eftersatta. Givet låg skyddad areal av skog, så föreslås naturvårdsröjning och naturvårdsgallring som skötselmetod för naturvård i sådana bestånd, där visst virkesuttag kan göras. Dessa skötselmetoder kan tillämpas inom nuvarande målklassningssystem i Gröna planer och certifiering (NS, Naturvård Skötsel, och K, kombinerade mål). En förutsättning är att krontäckningen i beståndet överstiger cirka 75 %.

Naturvårdsröjning föreslås för lövrik ungskog (1–7 m hög) och naturvårdsgallring för lövrik medelhög skog (7–14 m) och lövrik högskog (>14 m). På produktiv skogsmark i södra Sverige finns cirka 500 000 hektar sådan skog, varav 80 000 hektar är ädellövskog och 225 000 hektar övrig lövrik skog (dessa siffror avser medelhöga skogar och högskogar; en grov uppskattning är att cirka 200 000 hektar lövrik ungskog tillkommer). Åtgärder i dessa miljöer bör alltid bedömas ihop med alternativen fri utveckling och traditionell hävd, och utifrån landskapets utseende.

I Ekprojektet vid Göteborgs universitet används naturvårdsgallring för ekrik högskog (20–70 % ek) med höga naturvärden, med gynnsam korttidseffekt på flertalet undersökta organismgrupper, inklusive små och stora ekar. Rekommenderad avverkning är cirka 30 % av grundytan, med ändring av krontäckning från cirka 85 till 65 % i dessa miljöer. Virkesuttag för till exempel biobränsle kan göras, men i naturreservat och vissa andra miljöer kan avverkade träd och buskar lämnas som död ved, särskilt om skogen innehåller lite död ved. Upp till 70 % av denna skogstyp föreslås naturvårdsgallras – ej mer (30 % kan vara lämpligt för fri utveckling). Liknande studier av andra lövrika miljöer och barrdominerad skog saknas. Krontäckning, sammansättning av träd och buskar, markförhållanden, grundytan (träd) och död ved ska bedömas innan åtgärder, vilket beskrivs i detalj.

I lövrika ungskogar med gran, tall och björk är potentialen låg för naturvård i södra Sverige, men värdet av naturvårdsröjning/gallring ökar med inslaget av andra lövträd och buskar. Naturvårdsröjning i ungskog föreslås om buskar och andra lövträd än björk utgör mer än 20 % av grundytan/areal. Upp till 70 % av arealen/grundytan kan avverkas och en stor del kan tas ut, och beståndet kan tidigt styras mot utveckling av gamla, grova träd och flerskiktad struktur. För medelhög (7–14 m) lövrik skog föreslås att buskar och andra lövträd än björk bör utgöra mer än 30 % av grundytan före naturvårdsgallring, och att 40–50 % av grundytan kan avverkas/tas ut. Bestånd av lövrika högskogar varierar mer i innehåll och får bedömas från fall till fall, men mer än 30 % av grundytan bör inte avverkas vid naturvårdsgallring. Innan beslut bör inventeringar göras och alternativen fri utveckling eller traditionell hävd för det aktuella beståndet beaktas.

För att kunna utvärdera åtgärderna framhålls värdet av att kombinera minst två av skötselalternativen, till exempel 50 % fri utveckling och 50 % traditionell hävd, helst i större områden med från början likartad miljö.

Naturvårdsskötsel med skoglig inriktning är ett relativt outvecklat forskningsområde som framgent får allt större betydelse i miljömål, skoglig rådgivning, Gröna skogsbruksplaner, certifiering och förvaltning av formellt skyddade områden.

## Tack

Ett tack riktas till Energimyndigheten, Stina Werners fond, och Kungliga Vetenskaps- och Vitterhetssamhället i Göteborg för ekonomiskt bidrag till denna kunskapsöversikt. Anna Lundborg uppmuntrade och slipade på frågeställningarna i kunskapsöversikten. Landcare Research, Lincoln, Nya Zeeland, lät mig få tillgång till en lugn arbetsplats med bra bibliotek under några månader – ett tack till Rob Allen.

Följande kompetenta personer läste manuskriptet och tackas för kritik, värdefulla kommentarer och förslag: Mårten Aronsson, Staffan Bengtsson, Rolf Björheden, Jörg Brunet, Tommy Ek, Ronny Fihn, Jonas Hedin, Erik Hellberg, Rolf Löfgren,



Sören Nissilä och särskilt Gustaf Aulén och Emil Åsegård. Ämnet är svårt och outvecklat och flera läsare har haft annorlunda uppfattning än jag i olika frågor. Eventuella felaktigheter och ogrundade slutsatser är mina egna.

Analysen av Riksskogstaxeringen utfördes raskt av Neil Cory, SLU Umeå. Frågor besvarades och mindre avsnitt granskades av Peter Bergman, Neil Cory, Gustaf Egnell, Örjan Fritz, Anders Granström, Helena Lager, Krister Larsson, Tommy Lennartsson, Ed Mountford, Mats Niklasson, Jean-Yves Pontailier, Ulrika Sjöberg, Erik Sollander, Lars Wikars och Ulf Wiktander.

Ett tack till medarbetare och deltagare i Ekprojektet för gott och trevligt samarbete: Björn Nordén, Niklas Franc, Heidi Paltto, Ted von Proschwitz, Bjørn Økland, Anna Monrad Jensen, många examensstudenter och andra som deltar och hjälper till på olika sätt – särskilt markägarna för de 25 skogarna (se figur 4) som gjort Ekprojektet möjligt genom generösa långtidsavtal.

Denna kunskapsöversikt tillägnas mina studenter och mina lärare, bland andra den bortgångne Tore Mörnjö som bidrog till att väcka naturvårdsintresset och Malte Andersson som visade värdet av forskning och fältexperiment.

### Citerad litteratur

- Aldentun, Y. 1997. Vegetationsregioner i Sverige – en historisk betraktelse. – SkogForsk, Redogörelser nr 6, 34 sid.
- Andersson, L. 2008. Intervjuer med åtta naturvårdsbiologer inom ramen för projektet ”Strategi för skötsel av skog och andra träd bärande marker i naturreservat och nationalparker”. – Pro Natura, manus 22 september.
- Andersson, L. & Appelqvist, T. 1990. Istidens stora växtätare utformade denemorala och boreonemorala ekosystemen. En hypotes med konsekvenser för naturvården. – Svensk Bot. Tidskr. 55: 707–719.
- Andersson, L. & Löfgren, R. 2000. Sydsvenska lövskogar och andra lövbärande marker. – Rapport 5081, Naturvårdsverket, Stockholm, 173 sid.
- Andersson, L., Appelqvist, T., Bengtsson, O. m.fl. 1993. Betespräglad äldre bondskog. – Rapport 1993: 7, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. – Ecol. Bull. 46: 140–170.
- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. – J. Veg. Sci. 9: 593–602.
- Angelstam, P. & Mikusinski, G. 2001. Hur mycket skog kräver mångfalden? En svensk bristanalys. – WWF, pdf, 20 sid.
- Angelstam, P. & Pettersson, B. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. – Ecol. Bull. 46: 191–203.
- Anon. 2008. Rya skog. – [www5.goteborg.se/prod/parkochnatur/gronaochblaomraden/dalis2.nsf/vyFilArkiv/RyaSkog.pdf/\\$file/RyaSkog.pdf](http://www5.goteborg.se/prod/parkochnatur/gronaochblaomraden/dalis2.nsf/vyFilArkiv/RyaSkog.pdf/$file/RyaSkog.pdf)
- Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. – Rapport 5452, Naturvårdsverket, 154 sid.
- Arcese, P. & Sinclair, A. R. E. 1997. The role of protected areas as ecological baselines. – J. Wildl. Manage. 61: 587–602.
- Aronsson, M. 2007. Landskapets utveckling. – I: Edqvist, M. & Karlsson, T. (red.) Smålands flora. SBF-förlaget, Uppsala, sid. 35–78.
- Aronsson, M. 2009. Dagens skogslandskap gårdagens utmärk. – Biodiverse 1/09, sid. 16–17.
- Ask, P. & Carlsson, M. 2000. Nature conservation and timber production in areas with fragmented ownership patterns. – Forest Policy Econ. 1: 209–223.
- Aulén, G. 2006. Hur kombinera naturvård och virkesproduktion i ädellövskog? – Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift 145 (5): 32–42.
- Aulén, G. & Gustafsson, L. 2003. Skogliga naturvårdsregioner för södra Sverige. – Redogörelse nr 2 2003, Skogforsk, 97 sid.
- Ausden, M. 2007. Habitat management for conservation. – Oxford Univ. Press, 411 sid.
- Austad, I. & Skogen, A. 1990. Restoration of a deciduous woodland in Western Norway formerly used for fodder production: effects on tree canopy and field layer. – Vegetatio 88: 1–20.
- Bauhus, J., Puettman, K. & Messier, C. 2009. Silviculture for old-growth attributes. – For. Ecol. Manage. 258: 481–494.
- Beatty, S. W. & Owen, B. S. 2005. Incorporating disturbance into forest restoration. – I: Stanturf, J. A. & Madsen, P. (red.). Restoration of boreal and temperate forests. CRC Press, Boca Raton, sid. 61–76.
- Belovsky, G. E. m.fl. 2004. Ten suggestions to strengthen the science of ecology. – BioScience 54: 345–351.
- Bengtsson, S. 1999a. Tempererad lövskog i Halland i ett europeiskt perspektiv – ekologi, naturlig dynamik och mänskliga störningar. – Meddelande 1991: 1, Länsstyrelsen i Halland, 92 sid.
- Bengtsson, S. 1999b. Bishopstorp – skogstyper, ekologi och skötsel. – Meddelande 1999: 20, Länsstyrelsen i Halland, 106 sid.
- Bergendorff, C. & Emanuelsson, U. 1982. Skottskogen – en försummad del av vårt kulturlandskap. – Svensk Bot. Tidskr. 76: 91–100.
- Bergquist, A., Frisén, R., Löfgren, R. & Matzon, C. Odat. Tio år med Tyresta nationalpark – en unik förvaltningsmodell. – Dokumentation av de svenska nationalparkerna Nr 14. Stiftelsen Tyrestaskogen och Naturvårdsverket, Rapport 5302, 87 sid.
- Bernadzki, E. m.fl. 1998. Compositional dynamics of natural forests in the Białowieża National Park, northeastern Poland. – J. Veg. Sci. 9: 229–238.
- Birkne, Y. & Löfgren, R. 2002. Redovisning av svenska naturskyddade områden med tillämpning av Internationella Naturvårdsunionens (IUCN:s) skyddskategorier. – Naturvårdsverket, november 2002, Dnr 310-6767-02, 21 sid.

- Brks, H. J. B. 2005. Mind the gap: how open were European primeval forests? – *Trends Ecol. Evol.* 20: 154–156.
- Bjørnlund, L. & Lekfeldt, J. D. 2007. Nematode assemblages and their responses to soil disturbance differ between microsites in Suserup Skov, a semi-natural forest. – *Ecol. Bull.* 52: 123–131.
- Bleckert, S. & Pettersson, R. 1997. Liv i skogen – en handledning i praktisk naturvård. – Södra Skogsägarna, Växjö, 235 sid.
- Blom, S. (red.) 2009. Utveckling av ängs- och betesmarker – igår, idag och imorgon. – Jordbruksverket, Rapport 2009: 10, 87 sid., pdf.
- Bolte, A., Hilbrig, L., Grundmann, B. m.fl. 2009. Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce–beech forest. – *Eur. J. For. Res.*, i tryck.
- Boyce, M. S. 1998. Ecological-process management and ungulates: Yellowstone's conservation paradigm. – *Wildl. Soc. Bull.* 26: 391–398.
- Bradshaw, R. 2002. (Recension av) *Grazing ecology and forest history*. – *For. Ecol. Manage.* 165: 327–329.
- Bradshaw, R. H. W. 2005. What is a natural forest? – In Stanturf, J. A. & Madsen, P. (red.), *Restoration of boreal and temperate forests*. CRC Press, Boca Raton, sid. 15–30.
- Brudvig, L. A. & Asbjørnsen, H. 2007. Stand structure, composition, and regeneration dynamic following removal of encroaching woody vegetation from Midwestern oak savannas. – *For. Ecol. Manage.* 244: 112–121.
- Brudvig, L. A. & Asbjørnsen, H. 2009. Dynamics and determinants of *Quercus alba* seedling success following savanna encroachment and restoration. – *For. Ecol. Manage.* 257: 876–884.
- Brunet, J. & von Oheimb, G. 2008. Almsjuka och mördarsniglar – dramatik i Dalby Söderskog. – *Svensk Bot. Tidskr.* 102: 27–38.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests – effects of management and soil acidity during one decade. – *For. Ecol. Manage.* 88: 259–272.
- Brunet, J., Fritz, Ö. & Richnau, G. 2010. Biodiversity in European beech forests – a review with recommendations for sustainable forest management. – *Ecol. Bull.* 53, 18 sid., i tryck.
- Bråkenhielm, S. (red.) 1982. Urskogar. Inventering av urskogsartade områden i Sverige. 1. Allmän del. – Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, SNV PM 1507, 107 sid.
- Burnett, M. R., August, P. V., Brown, J. H. & Killingbeck, K. T. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. I. A patch-scale perspective. – *Conserv. Biol.* 12: 363–370.
- Caro, T. 2007. The Pleistocene re-wilding gambit. – *Trends Ecol. Evol.* 22: 281–283.
- Chape, S., Spalding, M. & Jenkins, M. D. 2008. The world's protected areas. – UNEP World Conservation Monitoring Centre, Univ. of California Press, Berkeley, 359 sid.
- Christensen, M., Kahn, K., Mountford, E. m.fl. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. – *For. Ecol. Manage.* 210: 267–282.
- Classon, C. 2009. Epiphytes on oaks. Lichens in oak-dominated forest are favoured by partial cutting. – Examensarbete. Inst. för växt- och miljövetenskaper, Göteborgs universitet, 33 sid.
- Clark, A., & R. May. 2002. Taxonomic bias in conservation research. – *Science* 297: 191–192.
- Coates, K. D. & Burton, P. J. 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. – *For. Ecol. Manage.* 99: 337–354.
- Croneborg, H. 2005. Natura 2000 i svensk naturvård. – Fauna och Flora 100: 10–15.
- Dahlberg, A. & Stokland, J. N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat – sammanställning och analys av 3600 arter. – Rapport 7, Skogsstyrelsen, 75 sid.
- Dahlström, A. 2006. Betesmarker, djurantal och betestryck 1620–1850. Naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige. – CBM:s skriftserie nr 13, SLU, 333 sid.
- de Jong, J. 2002. Populationsförändringar hos skogslevande arter i relation tillandskapets utveckling. – CBMs skriftserie nr 7, SLU, 95 sid.
- de Jong, J. & Almstedt, M. (red.) 2005. Död ved i levande skogar. Hur mycket behövs och hur kan målet nås? – Rapport 5413, Naturvårdsverket, Stockholm, 110 sid.
- de Jong, J., Dahlberg, A. & Stokland, J. N. 2004. Död ved i skogen. Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden? – *Svensk Bot. Tidskr.* 98: 278–297.
- Dearden, P. & Rollins, R. (red.) 2009. Parks and protected areas in Canada: Planning and Management. – Oxford Univ. Press, 496 sid.
- Domänverket 1951. Naturvård i statens skogar. – Stockholm, 46 sid.
- Donlan, J., Greene, H.W., Berger, J. m.fl. 2006. Re-wilding North America. – *Nature* 436: 913–914.
- Drakenberg, B. 1994. Ekologisk planering i det ekriska Sydsvetige. – I: Skogskonferensen 1994, Skogsfakta Konferens 20, SLU Uppsala, sid. 176–185.
- Egnell, G., Liedholm, H. & Lönnell, N. 2001. Skogsbränsle, hot eller möjlighet? Vägledning till miljövänligt skogsbränsleuttag. Skogsstyrelsen, Jönköping, 120 sid.
- Ek, T. & Johannesson, J. 2005. Mångsidigt brukande av ekmiljöer – exemplet Östergötland. – Länsstyrelsen Östergötland, rapport 2005: 16, Norrköping.
- Ek, T., Wadstein, M. & Johannesson, J. 1995. Varifrån kommer lavar knutna till gamla ekar? – *Svensk Bot. Tidskr.* 89: 335–343.
- Ek, T., Wadstein, M. & Svensson, L. 2001. Lång skoglig kontinuitet och några lavar i östgötska sumpskogar. – *Svensk Bot. Tidskr.* 95: 357–369.
- Ek, T., Hagström, M. & Wadstein, M. 2003. Visst finns det barrskogar med hög biologisk mångfald i södra Sverige. – *Svensk Bot. Tidskr.* 97: 135–149.
- Eliasson, P. 2002. Skog, makt och människor. En miljöhistoria om svensk skog 1800–1875. – Kungliga Skogs- och Lantbruksakademien, Stockholm, 455 sid.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap. Hur människan format Europas natur. – Forskningsrådet Formas, Stockholm, 383 sid.
- Emmelin, L., Fredman, P., Sandell, K., m.fl. 2005. Planering och förvaltning för friluftsliv – en forskningsöversikt. – Rapport 5468, Naturvårdsverket, sid. 243.
- Fazey, I., Fischer, J. & Lindenmayer, D. B. 2005. What do conservation biologists publish? – *Biol. Conserv.* 124: 63–73.
- Finsberg, C. & Stenström, A. 2007. Ädellövskogar – värde och ingrepp efter 20 år. – Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2007: 15, 36 sid.

- Fiskesjö, O. 2006. Restaurering av lövskog i Söderåsens nationalpark. – Dokumentation av de svenska nationalparkerna, nr 22, Naturvårdsverket (även pdf), 31 sid.
- Fiskesjö, O. & Sandbring, H. 2009 (odat.). En sagolik verklighet. Boken om Söderåsens nationalpark. – Salix förlag, Dalby, 208 sid.
- Flyckt, R. 2008. Skogsägare tror på framtiden. – Skogsseko nr 4, sid. 6.
- Forman, R. T. T. 1999. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, 632 sid.
- Franc, N. 2007. Standing or downed dead trees – does it matter for saproxylic beetles in temperate oak-rich forest? – Can. J. For. Res. 37: 2494–2507.
- Franc, N. & Aulén, G. 2008. Hänsynsytta på hygge, förstärkt med mer död ved, blev ”nyckelbiotop” med 39 rödlistade skalbaggsarter. – Entomol. Tidskr. 129: 53–68.
- Franc, N. & Götmark, F. 2008. Openness in management: hands-off vs management of conservation forests – the response of beetles to partial cutting. – Biol. Conserv. 141: 2310–2321.
- Franc, N., Götmark, F., Økland, B. m.fl. 2007. Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. – Biol. Conserv. 135: 86–98.
- Franklin, J. F. 2003. Challenges to temperate forest stewardship – focusing on the future. – I: Lindenmayer, D. B. & Franklin, J. F. (red.), Towards forest sustainability CSIRO Publ., sid. 1–14.
- Franklin, J. F. & Kohm, K. A. 1997. Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. – Island Press, Washington, DC, 455 sid.
- Fritz, Ö. 2009. Ecology and conservation of bryophytes and lichens on *Fagus sylvatica*. – Doktorsavhandling, SLU Alnarp.
- Fritz, Ö. & Brunet, J. 2010. Epiphytic bryophytes and lichens in Swedish beech forests – effects of forest history and habitat quality. – Ecol. Bull., 13 sid., i tryck.
- Fuller, R. J. & Peterken, G. F. 1996. Woodland and scrub. – I: Sutherland, W. J. (red.), Managing habitats for conservation, Cambridge Univ. Press, sid. 327–361.
- Grahn, M. 2006. Projektarbete GIS 1. – I samarbete med Skogsvårdsstyrelsen Jönköping–Kronoberg. Skogsmästarskolan, SLU, 12 sid.
- Grahn, P. & Stigsdotter, U. A. 2003. Landscape planning and stress. – Urban Forestry & Urban Greening 2: 1–18.
- Granström, A. 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. – J. Veg. Sci. 4: 737–744.
- Granström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. Scand. – J. For. Res., Suppl. 3: 62–69.
- Gronewold, C. A., D’Amato, A. W. & Palik, B. J. 2010. The influence of cutting cycle and stocking level on the structure and composition of managed old-growth northern hardwoods. – For. Ecol. Manage. 259: 1151–1160.
- Groom, M., Meffe, G. & Carroll, C. R. 2006. Principles of conservation biology. – Sinauer, 761 sid.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. – Conserv. Biol. 16: 377–388.
- Gärdenfors, U. (red.) 2005. Rödlistade arter i Sverige. – ArtDatabanken, SLU, Uppsala, 496 sid.
- Götmark, F. 1990. Naturvårdsetik med många utgångspunkter. – Sveriges Natur nr 6, sid. 42–44.
- Götmark, F. 2007. Careful partial harvesting in conservation stands and retention of large oaks favour oak regeneration. – Biol. Conserv. 140: 349–358.
- Götmark, F. 2009. Experiments for alternative management of forest reserves: effects of partial cutting on stem growth and mortality of large oaks. – Can. J. For. Res. 39: 1322–1330.
- Götmark, F. & Nilsson, C. 1992. Criteria used for protection of natural areas in Sweden 1909–1986. – Conserv. Biol. 6:220–231.
- Götmark, F. & Thorell, M. 2003. Size of nature reserves: densities of large trees and dead wood indicate high value of small conservation forests in southern Sweden. – Biodiv. Conserv. 12: 1271–1285.
- Götmark, F., Gunnarsson, B. & André, C. 1998. Biologisk mångfald i kulturlandskapet – Kunskapsöversikt om effekter av skötsel på biotoper, främst ängs- och hagmarker. – Rapport 4835, Naturvårdsverket, 192 sid.
- Götmark, F., Fridman, J., Kempe, G. & Nordén, B. 2005a. Broadleaved tree species in conifer-dominated forestry: regeneration and limitation of saplings in southern Sweden. – For. Ecol. Manage. 214: 142–157.
- Götmark, F., Paltto, H., Nordén, B. & Götmark, E. 2005b. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. – For. Ecol. Manage. 214: 124–141.
- Götmark, F., Fridman, J., Kempe, G., Toet, H. 2006. Lövträd i södra Sverige: förnying, begränsande faktorer och förändringar. – Svensk Bot. Tidskr. 100: 80–95.
- Götmark, F., von Proschwitz, T. & Franc, N. 2008. Are small sedentary species affected by habitat fragmentation? Local vs landscape factors predicting richness and composition of land molluscs in Swedish conservation forests. – J. Biogeogr. 35: 1062–1076.
- Götmark, F., Fridman, J., Kempe, G. 2009. Education and advice contribute to increased density of broadleaved conservation trees, but not saplings, in young forest in Sweden. – J. Environ. Manage. 90: 1081–1088.
- Hagerhall, C. M. 2000. Clustering predictors of landscape preference in the traditional Swedish cultural landscape: Prospect-refuge, mystery, age and management. – J. Environ. Psychol. 20: 83–90.
- Hahn, K. & Emborg, J. (red.) 2007. Suserup Skov: structures and processes in a temperate, deciduous forest reserve. – Ecol. Bull. 52: 1–195.
- Hambler, C. 2004. Conservation. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, 368 sid.
- Hamilton, G. & Mirton, A. 1998. Sköts ädellövskogen? Ett projekt inom SMILE-studien. – Meddelande 12: 1998. Skogsstyrelsen, 41 sid.
- Hansson, L. (red.) 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. – Ecol. Bull. No. 46, 203 sid.
- Hansson, M. & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. – J. Veg. Sci. 11: 31–38.
- Harmon, D. & Putney, A.D. (red.) 2003. The full value of parks: from economics to the intangible. – Rowman & Littlefield, Lanham, 347 sid.
- Hazell, P. & Thomasson, T. 2008. Hyggesfritt skogsbruk i ädellövskog – en litteratursammanställning. – Rapport 2008: 19, 43 sid. Skogsstyrelsen, Jönköping.

- Hedin, J., Isacson, G., Jonsell, M. & Komonen, A. 2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. – *Scand. J. For. Res.* 23: 348–357.
- Hedström, M. & Söderström, B. 2008. Fågeliv i staden – på gott och ont. – *Vår Fågelvärld* nr 1, sid. 22–25.
- Helldin, J.-O. 2008. Storskalig hamling av lövskog – en potentiell bioenergisurs. – *Biodiverse* 1/08, sid. 8–9.
- Henderson, N. 1992. Wilderness and the nature conservation ideal – Britain, Canada, and the United States contrasted. *Ambio* 21: 394–399.
- Holeksa, J., Saniga, M., Szwagrzyk, J. m.fl. 2009. A giant tree stand in the west Carpathians – An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests. – *For. Ecol. Manage.* 257: 1577–1585.
- Hultengren, S. 1999. Vård och skötsel: Nyckelbiotoper och andra värdefulla biotoper. – Skogsstyrelsens Förlag, 52 sid.
- Hultman, S.-G. 2008. Myndigheternas engagemang. – I: Sandell, K. & Sörlin, S. (red.), *Friluftshistoria*. Carlssons, Stockholm, sid. 185–203.
- Hunter, M. Jr. 1996. Benchmark for managing ecosystems: are human activities natural? – *Conserv. Biol.* 10: 695–697.
- Hunter, M. L. & White, A. S. 1997. Ecological thresholds and the definition of old-growth forest stands. – *Nat. Areas J.* 17: 292–296.
- Huston, M. A. 1993. Biological diversity, soils, and economics. – *Science* 262: 1676–1680.
- Håkansson, M. 2000. Skogsencyklopedin. – Sveriges Skogsvårdsförbund, Stockholm, 567 sid.
- Härdtle, W., von Oheimb, G. & Westphal, C. 2003. The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). – *For. Ecol. Manage.* 182: 327–338.
- Höjer, O. & Hultengren, S. 2004. Åtgärdsprogram för särskilt skyddsvärda träd i kulturlandskapet. – Naturvårdsverket, Rapport 5411, 80 sid.
- Ingemarson, F. 2001. Gröna planer. – Rapport 8C, Skogsstyrelsen (del av SUS 2001). Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 64 sid.
- Jedrzejewska, B. & Jedrzejewski, W. 1998. Predation in vertebrate communities. The Białowieża primeval forest as a case study. – Springer, 450 sid.
- Jensen, A.M. F. 2009. Underlättat omgivande buskar ekföryngring? Ett pågående försök med plantering av ek. – *Nyhetsbrev* 6, sid. 18–19, Ekprojektet, [http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark\\_Frank/](http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark_Frank/).
- Johannesson, J. & Ek, T. 2006. Eklånet Östergötland – naturinventeringar av ekmiljöer. – Rapport 2006: 10, Länsstyrelsen, Linköping, 160 sid.
- Johansson, O. & Hedin, P. 1991. Restaurering av ängs- och hagmarker. – Naturvårdsverket, 146 sid.
- Johansson, T. 1997. Förändringar av markanvändning i Eklandskapet kring Bjärka-Säby under 300 år. – *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 193–208.
- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2009. Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer – funktionella metoder för att bevaka och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet. – Världsnaturfonden WWF, Solna, 50 sid. (även på internet).
- Jonsell, M., Hansson, J. & Wedmo, M. 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – Comparisons between tree species and diameters. – *Biol. Conserv.* 138: 88–99.
- Jonsson, B. G., Kruys, N. & Ranius, T. 2005. Ecology of species living on dead wood – Lessons for dead wood management. – *Silva Fennica* 39: 289–309.
- Jonsson, L. 1995. Effects of restoration on wooded meadows in southeastern Sweden. – Doktorsavhandling, Lunds universitet.
- Jordbruksverket 2005. Ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004. – Rapport 2005:1, 45 sidor, även pdf på [svj.se](http://svj.se).
- Jordbruksverket 2009. Jordbruksmarkens användning. – Statistiska Meddelanden JO 10 SM 0901, Sveriges Officiella Statistik, 25 sid, även pdf på [svj.se](http://svj.se).
- Kardell, L. 1987. Dra åt skogen. – I: ”Trä – historia, teknik, konst”. Västergötlands Turistråd, 15 sid.
- Kardell, L. 1988. Hall–Hangvar. En gotländsk skog och dess historia. – Rapport 39, Avdelningen för landskapsvård, SLU Uppsala, 125 sid.
- Kardell, L. 2003. Svenska skogen, Del 1. Från ved till linjeskepp. – Skogsstyrelsen, Jönköping, 296 sid.
- Kardell, L. 2004. Svenska skogen, Del 2. Från baggböleri till naturvård. – Skogsstyrelsen, Jönköping, 302 sid.
- Kardell, L. 2008a. Friluftsnutnytjande av tre stadsnära skogar kring Uppsala 1988–2007. – Inst. för skoglig landskapsvård, SLU Uppsala, 109 sid.
- Kardell, L. 2008b. Om skogsbetet i allmänhet och det i Klövsjö i synnerhet. – Rapport 105, Inst. för skoglig landskapsvård, SLU Uppsala, 144 sid.
- Kardell, L. & Fiskesjö, A.-L. 1999. Vessers udde 1921–1992. Skog, vegetation och mark efter 70 års fridlysning. – Rapport 83, Inst. för skoglig landskapsvård, SLU Uppsala, 126 sid.
- Kardell, L. & Lindhagen, A. 1995. Förändringar i Växjöbornas friluftsliv mellan 1975 och 1992. – Rapport 59, Inst. för skoglig landskapsvård, SLU Uppsala, 91 sid.
- Karlsson, T. 1998. Svenska kärlväxter. – *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 241–560.
- Keddy, P. A. & Drummond, C. G. 1996. Ecological properties for the evaluation, management, and restoration of temperate deciduous forest ecosystems. – *Ecol. Appl.* 6: 748–762.
- Keeton, W. S. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. – *For. Ecol. Manage.* 235: 129–142.
- Kimmins, J. P. 2004. *Forest ecology*, 3rd ed. – Pearson Prentice Hall, New Jersey, 609 sid.
- Kirby, K. J. & Watson, C. (red.) 1998. *The ecological history of European forests*. – CAB International, 384 sid.
- Kittredge Jr., D. B., Finley, A. O. & Foster, D. R. 2003. Timber harvesting as ongoing disturbance in a landscape of diverse ownership. – *For. Ecol. Manage.* 180: 425–442.
- Komonen, A. 2009. Forest characteristics and their variation along the lakeshore-upland ecotone. – *Scand. J. For. Res.* 24: 515–526.
- Koop, H. 1989. *Forest dynamics*. – Springer, Berlin, 229 sid.
- Krebs, C. 2009. *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance*. – Pearson Int. Edition, 655 sid.
- Lagerlöf, M. 2008. Åter till inäga – utmark. – *Biodiverse* nr 2, sid. 28–31.
- Landres, P. 2010. Let it be: a hands-off approach to preserving wilderness in protected areas. – I: Cole, D. N. & Yung, L. (red.), *Beyond naturalness*. Island Press, Washington DC, sid. 88–105.
- Larsson, J. & Aulén, G. 1995. Projektplan – Projekt ”Gröna planer”. – Södra Skogsägarna, version 1995-12-01/jl, Växjö, 6 sid.

- Latham, R.E. & Ricklefs, R.E. 1993. Continental comparisons of temperate-zone tree species diversity. — I: Ricklefs, R.E. & Schuler, D. (red.), Species diversity in ecological communities. Univ. of Chicago Press, Chicago, sid. 294–314.
- Leemans, R. 1992. Simulation and future projection of succession in a Swedish broad-leaved forest. — *For. Ecol. Manage.* 48: 305–319.
- Lindbladh, M. 1999. The influence of former land-use on vegetation and biodiversity in the boreo-nemoral zone of Sweden. — *Ecography* 22: 485–498.
- Lindbladh, M. 2004. När granen kom till byn – några tankar kring granens invandring i södra Sverige. — *Svensk Bot. Tidskr.* 98: 249–262.
- Lindbladh, M., Niklasson, M. & Nilsson, S. G. 2003. Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. — *Biol. Conserv.* 114: 231–243.
- Lindbladh, M., Bradshaw, R. H. W. & Holmqvist, B. H. 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years sensed at stand and regional scales. — *J. Ecol.* 88: 113–128.
- Lindenmayer, D. B. & Franklin, J. F. (red.) 2003. Towards forest sustainability. — CSIRO Publ., Collingwood, 231 sid.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885–1996. — *Biol. Conserv.* 85: 9–19.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. — *For. Ecol. Manage.* 98: 17–33.
- Lockwood, M., Worboys, G. L. & Kothari, A. (red.) 2006. Managing protected areas: a global guide. — Earthscan, London, 802 sid.
- Luyssaert, S., Schulze, E.-D., Börner, A. m.fl. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. — *Nature* 455: 213–215.
- Länsstyrelsen, Kronoberg 2003. Naturreservat: Siggaboda. — [http://www5.lst.se/fakta/naturen/reservat/projekt/Reservathtm/almhult/siggaboda\\_1.htm](http://www5.lst.se/fakta/naturen/reservat/projekt/Reservathtm/almhult/siggaboda_1.htm).
- Länsstyrelsen, Halland 2009a. Vad är Biskopstorp? — <http://www.lansstyrelsen.se/halland/amnen/Naturvard/naturreservat/halmstad/blivande/biskopstorp/>.
- Länsstyrelsen, Skåne 2009b. Söderåsens nationalpark. — <http://www.nationalpark-soderasen.lst.se/index2.html>.
- Länsstyrelsen, Östergötland 2009c. Östergötland – Eklänet. — <http://www.lansstyrelsen.se/NR/exeres/3E6508A7-269B-4115-823D-2951BEF4004B.htm>.
- Löf, M., Madsen, P. & Stanturf, J. A. 2008. Restaurering av sydsvensk lövskog – några tankar kring ett nytt skötselkoncept. — *Svensk Bot. Tidskr.* 102: 43–51.
- Löf, M., Möller-Madsen, E. & Rytter, L. 2009. Skötsel av ädellövskog. — Skogsskötselserien nr 10, Skogsstyrelsen. Pdf på [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se).
- Malmer, N., Lindgren, L. & Persson, S. 1978. Vegetational succession in a south Swedish deciduous wood. — *Vegetatio* 36: 17–29.
- Malmqvist, A., Andersson, R., Arup, U. m.fl. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av sex hotade bokskogsarter. — Rapport 5553, Naturvårdsverket (finns även som pdf på Naturvårdsverkets hemsida).
- Margules, C. R. & Sarkar, S. 2007. Systematic conservation planning. — Cambridge Univ. Press, 270 sid.
- Marris, E. 2008. The heart of the wood. — *Nature* 455: 277–280.
- Matthews, J. D. 1991. Silvicultural systems. — Oxford Univ. Press, 304 sid.
- McElhinny, C., Gibbons, P., Brack, C. & Bauhus, J. 2005. Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. — *For. Ecol. Manage.* 218: 1–24.
- Miljödepartementet 2008. Remissammanställning – kortversion. — Miljömålsrådets utvärdering av Sveriges miljömål 2008. Internet, pdf, 203 sid.
- Milton, K. 2002. Loving nature: towards an ecology of emotion. — Routledge, London, 182 sid.
- Mitchell, F. J. G. 2005. How open were European primeval forests? Hypthesis testing using palaeoecological data. — *J. Ecol.* 93: 168–177.
- Mountford, E. P. 2002. Fallen dead wood levels in the near-natural beech forest at La Tillaise reserve, Fontainebleau, France. — *Forestry* 75: 203–208.
- Mountford, E. P. & Peterken, G. F. 2003. Long-term change and implications for the management of woodpastures: experience over 40 years from Denny Wood, New Forest. — *Forestry* 76: 17–41.
- Nagaike, T. m.fl. 2005. Rehabilitation for species enrichment in abandoned coppice forests in Japan. — I: Stanturf, J. A. & Madsen, P. (red.), Restoration of boreal and temperate forests. CRC press, Boca Raton, sid. 371–381.
- Naturvårdsverket 2003. Bildande och förvaltning av naturreservat. Handbok. — Handbok 2003: 3 maj 2003, 169 sid, pdf.
- Naturvårdsverket 2004. Kartering av skyddade områden. — Rapport 5391, 92 sid.
- Naturvårdsverket 2005. Frekvensanalys av skyddsvärd natur. Förekomst av värdekärnor i skogsmark. — Rapport 5466, 97 sid.
- Naturvårdsverket & Skogsstyrelsen 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog. — Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, 127 sid.
- Naturvårdsverket 2010. Förslag till strategi för naturvårdande förvaltning av skogar och andra trädbärande marker i nationalparker, naturreservat och Natura 2000-områden. — Remissversion 20100225, 47 sid (pdf).
- Newton, A. 2008. Forest ecology and conservation. A handbook of techniques. — Oxford Univ. Press, Oxford, 454 sid.
- Nichols, W. F., Killingbeck, K. T. & August, P. V. 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. II. A landscape perspective. — *Conserv. Biol.* 12: 371–379.
- Niklasson, M. 2006. Träd, skog och forna bränder i Tyresta nationalpark. I: Dokumentation av de svenska nationalparkerna, sid. 25–44. — Naturvårdsverket och Stiftelsen Tyrestaskogen.
- Niklasson, M. & Drakenberg, B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kivills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. — *Biol. Conserv.* 101: 63–71.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and size of fires: long term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. — *Ecology* 81: 1484–1499.
- Niklasson, M. & Nilsson, S. G. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande. — Studentlitteratur, 319 sid.
- Niklasson, M., Lindbladh, M. & Björkman, L. 2002. A long-term record of *Quercus* decline, logging and fires in southern Swedish *Fagus-Picea* forest. — *J. Veg. Sci.* 13: 765–774.



- Niklasson, M., Churski, M., Fuentes, M. & Gawron, A. 2005. Åldersstruktur och dynamik i Biskopstorps lövskogar. – Meddelande 2005: 20, Länsstyrelsen i Halland, 50 sid.
- Nilsson, M. 2005. Naturvårdsbränning. Vägledning för brand och bränning i skyddad skog. – Naturvårdsverket, Rapport 5438, 76 sid.
- Nilsson, S. G. 1997. Biologisk mångfald under 1000 år i det sydsvenska kulturlandskapet. – Svensk Bot. Tidskr. 91: 85–101.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M. & Hedin, J. 2001. Gles skog och fler gamla lövträd behövs. – Skog & Forskning Nr 3: 20–25.
- Nilsson, S. G., Niklasson, M. & Hedin, J. 2002. Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. – For. Ecol. Manage. 161: 189–204.
- Nock, C. A., Caspersen, J. P. & Thomas, S. C. 2008. Large ontogenetic declines in intra-crown leaf area index in two temperate deciduous tree species. – Ecology 89: 744–753.
- Nordén, B. & Götmarm, F. 2008. Biobrånslä från lövdominerad skog: uttagsnivå och relation till biologisk mångfald på död ved. – Rapport till Energimyndigheten, projekt 30382-1, 14 sid.
- Nordén, B., Götmarm, F., Tönning, M. & Ryberg, M. 2004a. Dead wood in semi-natural temperate broadleaf woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. – For. Ecol. Manage. 194: 235–248.
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmarm, F., Olausson, B. 2004b. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. – Biol. Conserv. 117: 1–10.
- Nordén, B., Götmarm, F., Ryberg, M. m.fl. 2008. Partial cutting reduces species richness of fungi on woody debris. – Can. J. For. Res. 38: 1807–1816.
- Nyhetsbrev 1–6. Ekprojektet. – [http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark\\_Frank/](http://www.zoologi.gu.se/personal/Gotmark_Frank/)
- Nyland, R. D. 2002. Silviculture: concepts and applications. – McGraw-Hill, New York, 682 sid.
- Oheimb, G. von & Brunet, J. 2007. Dalby Söderskog revisited: long-term vegetation changes in a south Swedish deciduous forest. – Acta Oecol. 31: 229–242.
- Oheimb, G. von, Westphal, C., Tempel, H. & Härdtle, W. 2005. Structural pattern of a near-natural beech forest (*Fagus sylvatica*) (Serrahn, North-east Germany). – For. Ecol. Manage. 212: 253–263.
- Oloff, H., Vera, F. W. M., Bokdam, J. m.fl. 1999. Shifting mosaics in grazed woodland driven by the alteration of plant facilitation and competition. – Plant Biol. 1: 127–137.
- Oliver, C. D. & Larsson, B. C. 1990. Forest stand dynamics. – McGraw-Hill, New York, 467 sid.
- Oliver, C. D. & O'Hara, K. L. 2005. Effects of restoration at the stand level. – I: Stanturf, J. A. & Madsen, P. (red.), Restoration of boreal and temperate forests. CRC Press, Boca Raton, sid. 31–59.
- Olsson, R. (red.) 2008. Mångfaldsmarker. – Centrum för biologisk mångfald, Uppsala, 240 sid.
- Orians, G. H. 1986. An ecological and evolutionary approach to landscape aesthetics. – I: Penning-Rowsell, G. C. & Lowenthal, D. (red.), Landscape meanings and values. Allen & Unwin, London, sid. 3–25.
- Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J. m.fl. 2008. Populations-trender för fågelarter som häckar i Sverige. – Naturvårdsverket Rapport 5813, 124 sid. (även pdf).
- Paillet, Y., Berges, L., Hjältén, J. m.fl. 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. – Conserv. Biol. 24: 101–112.
- Paltto, H. 2009. Mångfald av markmossor i ekrik lövskog – effekter av biobrånsluttag, inom programmet "Uthållig tillförsel och förädling av biobrånslä". – Redovisning av Projekt 31733-1, Energimyndigheten, 8 sid.
- Paltto, H., Nordén, B., Götmarm, F. & Franc, N. 2006. At which spatial and temporal scales does landscape context affect local density of Red Data Book and Indicator species? – Biol. Conserv. 133: 442–454.
- Paltto, H., Nordén, B., Götmarm, F. 2008. Partial cutting as a conservation alternative for oak *Quercus* spp. forest – response of bryophytes and lichens on dead wood. – For. Ecol. Manage. 256: 536–547.
- Peterken, G. F. 1993. Woodland conservation and management, 2nd ed. – Chapman & Hall, London, 396 sid.
- Peterken, G. F., 2001. Natural woodland: ecology and conservation in northern temperate regions. – The press syndicate of the University of Cambridge, UK, 522 sid.
- Peterken, G. F. & Jones, E. W. 1987. Forty years of change in Lady Park Wood: the old-growth stands. – J. Ecol. 75: 401–429.
- Peterken, G. F. & Jones, E. W. 1989. Forty years of change in Lady Park Wood: the young-growth stands. – J. Ecol. 77: 477–512.
- Peterken, G. F. & Tubbs, C. R. 1965. Woodland regeneration in the New Forest, Hampshire since 1650. – J. Appl. Ecol. 2: 159–170.
- Peters, R. 1997. Beech forests. – Geobotany 24. Kluwer, 169 sid.
- Pettersson, U. odat. Branden i Tyresta 1999. Dokumentation av effekterna. – Dokumentation av de svenska nationalparkerna Nr 20. Naturvårdsverket och Stiftelsen Tyrestaskogen, 196 sid.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. (red.) 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press, New York, 472 sid.
- Pigott, C. D. 1983. Regeneration of oak-birch woodland following exclusion of sheep. – J. Ecol. 71: 629–646.
- Pontailleur, J.-Y., Faille, A. & Lemée, G. 1997. Storms drive successional dynamics in natural forests: a case study in Fontainebleau forest (France). – For. Ecol. Manage. 98: 1–15.
- Putman, R. J. 1986. Grazing in temperate ecosystems. Large herbivores and the ecology of The New Forest. – Croom Helm, London, 210 sid.
- Pärt, T. & Wretenberg, J. 2007. Finns det hopp för fåglarna i odlingslandskapet? – Vår Fågelvärld nr 2, sid. 6–13.
- Rackham, O. 1998. Implications of historical ecology for conservation. – In: Sutherland, W. (red.), Conservation science and action. Blackwell, Oxford, sid. 152–174.
- Ranius, T., Niklasson, M. & Berg, N. 2009. Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). – For. Ecol. Manage. 257: 303–310.
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N. & Niklasson, M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. – J. Veg. Sci. 19: 653–662.
- Regeringsproposition 1997/98:45. Miljöbalk. – Miljödepartementet, 509 sid. <http://www.sweden.gov.se/sb/d/108/a/1352>

- Regeringens skrivelse 2001/02:173. En samlad naturvårdspolitik. – Miljödepartementet, 145 sid. (<http://www.sweden.gov.se/sb/d/108/a/2892>).
- Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. – *For. Ecol. Manage.* 255: 1–15.
- Runte, A. 1987. National parks. The American experience. – Univ. of Nebraska Press, Lincoln, 335 sid.
- Rytter, L. 1998. Löv- och blandbestånd – ekologi och skötsel. – *SkogForsk, Redogörelse nr 8*, 55 sid.
- Röhrig, E. & Ulrich, B. (red.) 1991. Temperate deciduous forests. – *Ecosystems of the world 7*. Elsevier, Amsterdam, 635 sid.
- Samuelsson, J., Gustafsson, L. & Ingelög, T. 1994. Dying and dead trees – a review of their importance for biodiversity. – Report 4306, Swedish Environmental Protection Agency, 109 sid.
- Shafer, C. L. 1995. Values and shortcomings of small reserves. – *BioScience* 45: 80–88.
- Shilmark, F. 2003. History of the Russian Zapovedniks 1895–1995. – Russian Nature Press, Edinburgh, 308 sid.
- Singer, M. T. & Lorimer, C. G. 1997. Crown release as a potential old-growth restoration approach in northern hardwoods. – *Can. J. For. Res.* 27: 1222–1232.
- Sjöberg, K. & Eriksson, L. 1992. Forested and open wetland complexes. – I: Hansson, L. (red.), *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier, London, sid. 326–351.
- Skogsdata 2005–2009 (fem publikationer). – SLU Umeå, Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik (<http://www-riksskogstaxeringen.slu.se/Bestall.cfm>) (gratis).
- Skogsstatistisk årsbok 2008 och 2009 (två publikationer). – Skogsstyrelsen, årligen även i digital form på [www.skogsstyrelsen.se](http://www.skogsstyrelsen.se).
- Skogsstyrelsen 1992. Kulturmiljövård i skogen. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 259 sid.
- Skogsstyrelsen 2005. Grundbok för skogsbrukare. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 190 sid.
- Skogsstyrelsen 2007. Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper. Resultat till och med 2006. – Meddelande nr 3 2007, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 30 sid.
- Skogsstyrelsen 2008a. Fördjupad utvärdering av Levande skogar. – Meddelande nr 4 2007, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 166 sid.
- Skogsstyrelsen 2008b. Skogsbrukets frivilliga avsättningar. – Meddelande nr 3 2008, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 34 sid.
- Skogsstyrelsen 2010. Strategi – Naturvårdande skötsel av områden med biotopskydd eller naturvårdsavtal, version 1.0. – Skogsstyrelsen 2010-04-07, pdf.
- Snarud, P. 2009. Miljövården krävs på bevis. – *Forskning & Framsteg nr 2*, sid. 58–62.
- SOU 1962: 36. Naturen och samhället. Betänkande av 1960 års naturvårdsutredning.
- SOU 1983: 56. IV:2 Naturvårdens resultat. Ur: Naturresursers nyttjande och hävd. Betänkande av Naturresurs- och Miljökommittén, sid. 287–313.
- Sprugel, D. G. 1991. Disturbance, equilibrium, and environmental variability: what is 'natural' vegetation in a changing environment? – *Biol. Conserv.* 58: 1–18.
- Stanturf, J. A. & Madsen, P. (red.) 2005. Restoration of boreal and temperate forests. – CRC Press, Boca Raton, 569 sid.
- Stedingk, H. von 2010. Målet avgör åtgärden. – *Biodiverse nr 1*, sid. 10.
- Stähle, A., Cabellero, L. & Nordström, P. 2007. Nära naturens upplevelsevärden. Rapport från projektet Landskapsstrategier, Länsstyrelsen i Stockholms län ([http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage\\_\\_\\_\\_\\_11627.asp](http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage_____11627.asp)), 22 sid.
- SUS 2001. Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter – SUS 2001. – Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket, Jönköping, 275 sid.
- Sutherland, W. J. 1998. Managing habitats and species. – I: Sutherland, W. (red.), *Conservation science and action*. Blackwell, Oxford, sid. 202–219.
- Sutherland, W. J. 2002. Openness in management. – *Nature* 418: 834–835.
- Svenning, J. C. 2002. A review of natural vegetation openness in north-western Europe. – *Biol. Conserv.* 104: 133–148.
- SÖDRA 2009. Certifierad skog enligt FSC och PEFC. – Växjö, 23 sid.
- Sörlin, S. 1991. Naturkontraktet. – Carlssons, Helsingborg, 293 sid.
- Thomasson, T. 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk i ädellövskogar – slutrapport i delprojekt Ädellöv. – Rapport 2008:20. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping, 56 sid.
- Thorell, M. & Götmark, F. 2005. Reinforcement capacity of potential buffer zones: forest structure and conservation values around forest reserves in southern Sweden. – *For. Ecol. Manage.* 212: 333–345.
- Tilman, D. 1987. Ecological experimentation: strengths and conceptual problems. – I: Likens, G. E. (red.), *Long-term studies in ecology*. Springer-Verlag, New York, sid. 136–157.
- Trombulak, S. C. 1996. The restoration of old-growth: why and how? – I: Byrd Davis, M. (red.), *Eastern old-growth forests*, Island Press, Washington, sid. 305–320.
- Ulrich, R. S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. – *Science* 224: 420–421.
- Vandekerhove, K., De Keersmaecker, L., Menke, N. m.fl. 2009. When nature takes over from man: Dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. – *For. Ecol. Manage.* 258: 425–435.
- Vera, F. W. M., 2000. Grazing ecology and forest history. – CABI, Oxford, 525 sid.
- Villard, M.-A. & Jonsson, B.-G. 2009. Setting conservation targets for managed forest landscapes. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, 411 sid.
- Vuure, C. van 2005. Retracing the aurochs – history, morphology and ecology of an extinct wild ox. – *Pensoft*, 424 sid.
- Waldén, H. W. 1981. Communities and diversity of land molluscs in Scandinavian woodlands. I. High diversity communities in taluses and boulder slopes in SW Sweden. – *J. Conchol.* 30: 351–372.
- Weslien, J. & Widenfalk, O. 2009. Naturhänsyn. – Skogsstyrelsens serien nr 14, 57 sid. (<http://www.skogsstyrelsen.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=36693>).
- Wesolowski, T. 2005. Virtual conservation: how the European Union is turning a blind eye to its vanishing primeval forests. – *Conserv. Biol.* 19: 1349–1358.
- Widén, M. 2002. Sverigesildväxande träd och buskar. – *Stu-dentlitteratur*, 138 sid.
- Williams, M. 2003. *Deforesting the Earth*. – Univ. of Chicago Press, Chicago, 543 sid.

- Wolf, A., Möller, P. F., Bradshaw, R. H. W. & Bigler, J. 2004. Storm damage and long-term mortality in a semi-natural, temperate deciduous forest. – *For. Ecol. Manage.* 188: 197–210.
- Woods, K. D. 2000. Dynamics of late-successional hemlock-hardwood forests over three decades. – *Ecology* 81: 110–126.
- Zinko, U., Siebert, J., Dynesius, M. & Nilsson, C. 2005. Plant species numbers predicted by a topography-based groundwater flow index. – *Ecosystems* 8: 430–441.
- Åsegård, E. 2009. Faktorer som bestämmer lokal mångfald av vedskalbaggar i sydsvenska lövskogar. – Examensarbete, Zoologiska inst., Göteborgs universitet, 26 sid.
- Åström, M. 2006. Aspects of heterogeneity: effects of clear-cutting and post-harvest extraction of bioenergy on plants in boreal forests. – Doktorsavhandling, Umeå universitet.
- Ödmann, E., Bucht, E. & Nordström, M. 1982. Vildmarken och välfärden. Om naturskyddslagstiftningens tillkomst. – Liber, 200 sid.
- Økland, B., Götmark, F., Nordén, B. m.fl. 2005. Regional diversity of mycetophilids (Diptera: Sciaroidea) in Scandinavian temperate forests. – *Biol. Conserv.* 121: 9–20.
- Økland, B., Götmark, F. & Nordén, B. 2008. Oak woodland restoration: testing the effects on biodiversity of mycetophilids in southern Sweden. – *Biodiv. Conserv.* 17: 2599–2616.

**Götmark, F. 2010. Skötsel av skogar med höga naturvärden – en kunskapsöversikt. [Management alternatives for temperate forests with high conservation values in south Sweden.] – *Svensk Bot. Tidskr.* 104: S1–S88. Uppsala. ISSN 0039-646X.**

The management of reserves and other forests with high biodiversity values is debated. Focusing on south Sweden (Fig. 1), I review non- or minimal intervention ("free" succession), traditional management (e.g. grazing, pollarding) and careful partial cutting (conservation thinning, stands with >75% canopy closure). The alternatives are based on 1) ecology and 2) cultural/aesthetical nature conservation, that may be mixed and form value judgements. For about 20 years, ecologists have emphasized the importance of natural disturbances for management (e.g. fire, windstorms, extreme temperatures). In Sweden, the role of succession tends to be overlooked, especially the long-term perspective required to produce old-growth, old trees of long-lived species (>500 years), and high dead wood volumes. In the European lowland, there are extremely few woods that have not been cut for 300 years or more.

I suggest minimal intervention should be used for at least 50% of the area of forests with high biodiversity values. Traditional use, including fire that has a strong cultural component, complements minimal intervention in creating habitat diversity, if grazing effects are controlled.

Deciduous broadleaved trees, valuable for conservation in our conifer-dominated production forests, have increased (Swedish National Forest Inventory, NFI; Fig. 5). Secondary succession in semi-natural stands have led to denser forests, and conservation thinning (CI) is tested in 25 such stands (references in Table 4). Overall, compared to control areas, CI has positive short-term effects on biodiversity of seven organism groups.

I used NFI data from 2003–2007 to analyse broadleaf-rich forest types of three height classes. Tall forests dominated. Closed canopy stands (all height classes) formed about 500 000 ha. Part of this area may be subjected to conservation thinning (and minimal intervention/traditional use). Only 1.4–6% of the broadleaf-rich forest types were protected as nature reserves or national parks 2003–2007. In addition, green forestry plans are used by private and other forest owners to set aside or manage identified conservation stands. The forest company Sveaskog establishes Ecoparks, with various forms of management, and also minimal intervention.

No coordinated planning for management of the conservation forests exists in Sweden. We lack data on the actions of forest owners, and need to study the effects of the different forms of management on biodiversity and on cultural/aesthetical aspects.



**Frank Götmark** är professor i ekologisk zoologi och naturvårdsbiologi vid Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet. Hans forskningsintresse är ekologi och naturvård i bred bemärkelse. Franks tidigare forskning omfattade främst

fåglars ekologi och beteende, men även faunavård och naturvård. År 2000 fick han en sexårig forskartjänst vid Vetenskapsrådet och kunde därigenom tillsammans med medarbetare lägga grunden för Ekprojektet, som presenteras i detta häfte. Frank undervisar på kurser i bland annat naturvårdsbiologi och artkunskap samt är koordinator för det naturvårdsinriktade Rangerprogrammet på Göteborgs universitet.

Adress: Ekologisk zoologi, Zoologiska institutionen, Göteborgs universitet, Box 463, 405 30 Göteborg  
E-post: frank.gotmark@zool.gu.se